ГЕОХИМИЯ ЛАНДШАФТОВ

к 100-летию А.И. Перельмана



МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
ИМЕНИ М.В.ЛОМОНОСОВА
ГЕОГРАФИЧЕСКИЙ ФАКУЛЬТЕТ

ИНСТИТУТ ГЕОЛОГИИ РУДНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ,
ПЕТРОГРАФИИ, МИНЕРАЛОГИИ И ГЕОХИМИИ РАН

РОССИЙСКИЙ ФОНД ФУНДАМЕНТАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ

ФЕДЕРАЛЬНОЕ АГЕНТСТВО НАУЧНЫХ ОРГАНИЗАЦИЙ

ГЕОГРАФИЧЕСКИЙ
ФАКУЛЬТЕТ
МГУ имени М.В. Ломоносова

ГЕОХИМИЯ ЛАНДШАФТОВ
(к 100-летию А.И. Перельмана)

Доклады
Всероссийской научной конференции

Москва, 18-20 октября 2016 г.

Москва-2016

УДК 911.2:550.4:631.4 (082)
ББК 26.82
Г 367

Редколлегия:
Н.С. Касимов (председатель), А.Н. Геннадиев, М.И. Герасимова, Н.Е. Кошелева, П.П. Кречетов, Ю.И. Пиковский

Геохимия ландшафтов (к 100-летию А.И. Перельмана). Доклады Всероссийской научной конференции. Москва, 18-20 октября 2016 г., М.: Географический факультет МГУ, 2016. – 32 Mb.

ISBN 978-5-89575-236-4

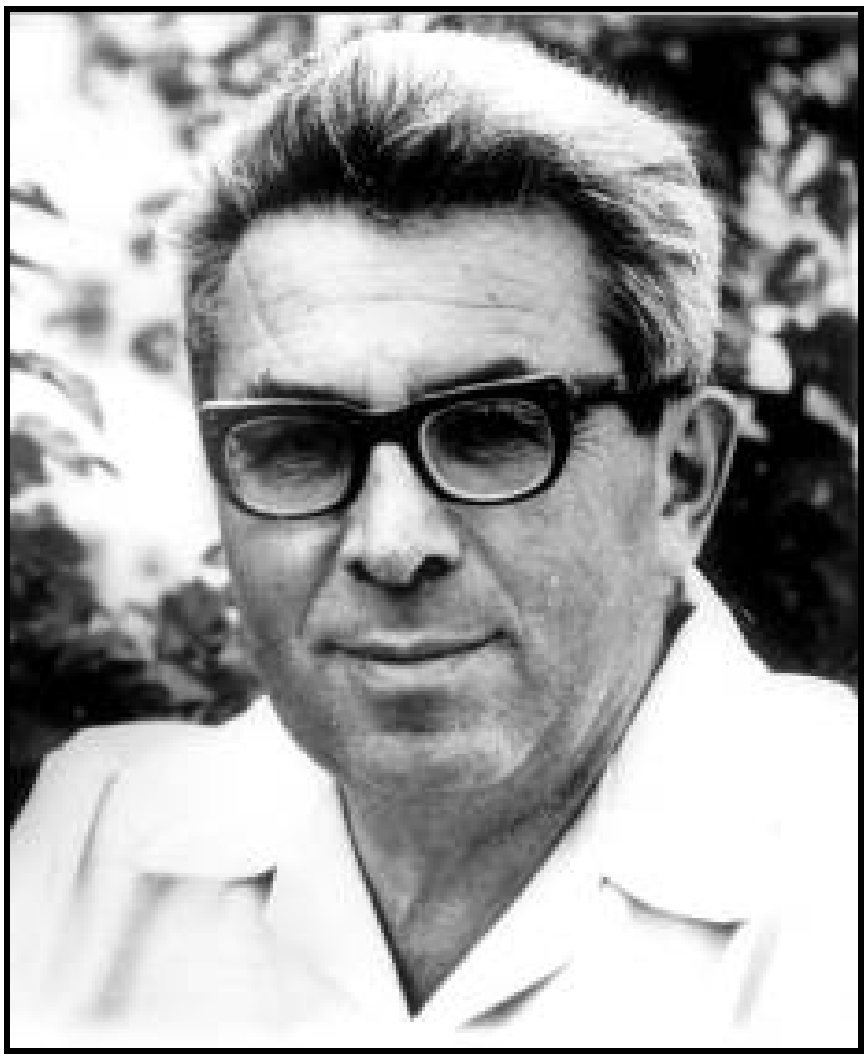
Материалы Всероссийской научной конференции «Геохимия ландшафтов», посвященной 100-летию А.И. Перельмана, включают тезисы докладов более 200 авторов, в которых обсуждается широкий спектр современных проблем геохимии ландшафтов. Рассматриваются вопросы геохимии природных ландшафтов, почв и коры выветривания, техногенных ландшафтов, биогеохимии, гидрогеохимии зоны гипергенеза, палеогеохимии биосферы. Приводятся результаты исследования геохимических барьеров и миграции химических элементов. Излагаются новые достижения в области ландшафтно-геохимического картографирования, геохимических поисков полезных ископаемых, исследования геохимических циклов элементов.

Издание осуществлено при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (РФФИ) по проекту № l6-05-20778 и ФАНО соглашение № 007-ГЗ/Ц8550/136/3.

УДК 911.2:550.4:631.4 (082)
ББК 26.82

ISBN 978-5-89575-236-4

©Коллектив авторов, 2016
©ИГЕМ РАН, 2016
©Географический факультет МГУ, 2016



Александр Ильич Перельман

(18.05.1916 – 07.03.1998)

СОДЕРЖАНИЕ

ПЛЕНАРНЫЕ ДОКЛАДЫ

ЖИЗНЬ И НАУЧНОЕ ТВОРЧЕСТВО А.И. ПЕРЕЛЬМАНА..... 17
Касимов Н.С., Борисенко Е.Н., Величкин В.И.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МАГНИТНОЙ ВОСПРИИМЧИВОСТИ ДЛЯ ЭКСПРЕССНОЙ ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ГОРОДСКИХ ПОЧВ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ..... 24
Водяницкий Ю.Н., Савичев А.Т.

РОЛЬ ГЕОХИМИЧЕСКИХ БАРЬЕРОВ В ФОРМИРОВАНИИ СУЛЬФИДНОГО ОРУДЕНЕНИЯ НА КОНТИНЕНТЕ И В ОКЕАНЕ..... 28
Габлина И.Ф.

МЕХАНИЧЕСКАЯ МИГРАЦИЯ ВЕЩЕСТВА ПОЧВ: ФАКТОРЫ И ПАРАМЕТРЫ ПРОЯВЛЕНИЯ..... 32
Геннадиев А.Н., Жидкин А.П., Кошовский Т.С., Смирнова М.А., Ковач Р.Г.

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БУФЕРНОСТЬ ЭКОСИСТЕМ К КОМПОНЕНТАМ РАКЕТНОГО ТОПЛИВА В РАЙОНАХ ПАДЕНИЯ СТУПЕНЕЙ РАКЕТ-НОСИТЕЛЕЙ..... 37
Кречетов П.П., Королева Т.В.

БАССЕЙНОВЫЙ АНАЛИЗ ГЕОХИМИЧЕСКИХ ПОТОКОВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И МЕТАЛЛОИДОВ В СИСТЕМЕ СЕЛЕНГА–БАЙКАЛ..... 42
Лычагин М.Ю., Касимов Н.С., Чалов С.Р., Шинкарева Г.Л.

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ БАРЬЕРЫ В ПОЧВАХ НАД РЕКУЛЬТИВИРОВАННЫМИ ПОГРЕБЕННЫМИ СВАЛОЧНЫМИ ТЕЛАМИ..... 45
Можарова Н.В., Николаева А.М.

КРУГОВОРОТ УГЛЕРОДА И ДИНАМИЧЕСКОЕ РАВНОВЕСИЕ В БИОСФЕРЕ..... 49
Наумов А.В.

МИГРАЦИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ТЕХНОГЕННЫХ ПОТОКАХ РАССЕЯНИЯ СИБАЙСКОГО МЕДНОКОЛЧЕДАННОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ..... 53
Опекунов А.Ю., Митрофанова Е.С.

ТЕОРИЯ ПЛАСТОВО-ИНФИЛЬТРАЦИОННОГО УРАНОВОГО РУДООБРАЗОВАНИЯ – ПЕРВЫЕ ШАГИ..... 58
Печенкин И.Г.

ИСТОРИЯ НАУК О ЗЕМЛЕ В НАУЧНОМ НАСЛЕДИИ АЛЕКСАНДРА ИЛЬИЧА ПЕРЕЛЬМАНА..... 62
Снытко В.А., Дьяконов К.Н.

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ БАРЬЕРЫ С ПОЗИЦИЙ СИНЕРГЕТИКИ (СЕМАНТИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ)..... 64
Хаустов А.П.

СЕКЦИОННЫЕ ДОКЛАДЫ

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ПОЧВ В УСЛОВИЯХ Г. МОСКВЫ..... 68
Абросимова Г.В., Плеханова И.О.

БИОГЕОХИМИЯ ЛАНДШАФТОВ В БЕРЕГОВОЙ ПОЛОСЕ МАЛЫХ ВОДОХРАНИЛИЩ ЮГА ЛЕСНОЙ ЗОНЫ ВОСТОЧНО-ЕВРОПЕЙСКОЙ РАВНИНЫ (НА ПРИМЕРЕ ЯЧЕНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА)..... 73
Авессаломова И.А.

ИЗМЕНЕНИЕ СОДЕРЖАНИЙ ХИМИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ В ПОЧВАХ АРАГАЦСКОГО ГОРНОГО МАССИВА (АРМЕНИЯ)..... 77
Аветисян М.Г.

УРОВЕНЬ ПЫЛЕВОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ГОРОДА КАРАГАНДЫ (РЕСПУБЛИКА КАЗАХСТАН) ПО ДАННЫМ СНЕГОВОЙ СЪЕМКИ..... 80
Адильбаева Т.Е., Таловская А.В., Язиков Е.Г.

КОНЦЕНТРАЦИИ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ГОРОДСКИХ ПОЧВАХ..... 84
Алексеенко В.А., Алексеенко А.В.

ПОСТПИРОГЕННАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ ПОТОКОВ УГЛЕРОДА И АЗОТА В ТУНДРОВЫХ ПОЧВАХ (МОДЕЛЬНЫЙ ЭКСПЕРИМЕНТ)..... 89
Андреева О.А., Маслов М.Н., Поздняков Л.А.

ВАЛОВОЕ ЖЕЛЕЗО В ПОЧВООБРАЗУЮЩИХ ПОРОДАХ И ПОЧВАХ ЗАМЛАНДСКОГО ПОЛУОСТРОВА..... 93
Анциферова О.А.

РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ДОННЫХ ОСАДКАХ ПО ПРОФИЛЮ ЧЕРЕЗ МАКРОБАРЬЕР «РЕКА-МОРЕ» ОБИ И ЕНИСЕЯ..... 96
Асадулин Эн.Э., Мирошников А.Ю., Усачева А.А.

ДНИЩА БАЛОК КАК ЗОНЫ БАССЕЙНОВОЙ АККУМУЛЯЦИИ ВЕЩЕСТВ ПЕДОГЕННОГО И ТЕХНОГЕННОГО ПРОИСХОЖДЕНИЯ (НА ПРИМЕРЕ БАССЕЙНА РЕКИ ЧЕРНЬ, КУРСКАЯ ОБЛАСТЬ)..... 100
Асеева Е.Н., Беляев В.Р., Пальников А.А.

ОСОБЕННОСТИ СОДЕРЖАНИЯ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ПОЧВАХ СРЕДНЕТАЕЖНОЙ ПОДЗОНЫ КАРЕЛИИ..... 105
Ахметова Г.В.

СВОЙСТВА ДЕРНОВОЙ СУПЕСЧАНОЙ ПОЧВЫ И СОСТАВ ПРИРОДНЫХ ВОД ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА..... 108
Барсова Н.Ю., Мотузова Г.В., Кочарян А.Г.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И МЫШЬЯКА В ПОЧВАХ ОКТЯБРЬСКОГО РАЙОНА РОСТОВА-НА-ДОНУ..... 111
Белая Т.Г., Шишкина Д.Ю.

ДИФФЕРЕНЦИАЦИЯ ЙОДА И СЕЛЕНА В СОПРЯЖЕННЫХ ЛАНДШАФТАХ БРЯНСКОЙ ОБЛАСТИ..... 115
Березкин В.Ю., Коробова Е.М., Данилова В.Н., Хушвахтова С.Д.

ГЕОХИМИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ПОЧВ И КУЛЬТУРНЫХ СЛОЕВ ПОСЕЛЕНИЯ КАМЕННЫЙ АМБАР И ИХ ПАЛЕОГЕОРГАФИЧЕСКОЕ ЗНАЧЕНИЕ..... 119
Бикмулина Л.Р., Якимов А.С., Баженов А.И.

ДЕТРИТОГЕНЕЗ – КЛАССИФИКАЦИЯ И МЕТОДИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ИЗУЧЕНИЮ..... 122
Богатырев Л.Г., Земсков Ф.И., Вартанов А.Н., Жилин Н.И., Бенедиктова А.И.

ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ БАЛАКОВСКОЙ АЭС (РФ, САРАТОВСКАЯ ОБЛАСТЬ)..... 125
Борисенко Е.Н., Самонов А.Е., Ваньшин Ю.В.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ И ФОРМЫ ИХ СОЕДИНЕНИЙ В ПОЧВАХ АГРОСЕЛИТЕБНЫХ ЛАНДШАФТОВ ТУЛЬСКОЙ ПРОМЫШЛЕННО-МЕТАЛЛУРГИЧЕСКОЙ АГЛОМЕРАЦИИ..... 129
Борисочкина Т.И., Маркина Л.Г.

ОСОБЕННОСТИ ИНТЕРПРЕТАЦИИ ЛИТОГЕОХИМИЧЕСКИХ МЕТОДОВ И ПРИМЕНЕНИЕ ПРОСВЕЧИВАЮЩЕЙ ЭЛЕКТРОННОЙ МИКРОСКОПИИ ПРИ ПОИСКАХ НЕФТЕГАЗОВЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ..... 133
Бредихин Н.П., Соболев И.С.

СУХОЙ ОСТАТОК В СКЛОНОВЫХ ВОДОТОКАХ ПРИ ЛИВНЯХ..... 137
Будник С.В.

РЕГИОНАЛЬНЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ТЕХНОГЕННОЙ ТРАНСФОРМАЦИИ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ ПРИ ЭКСПЛУАТАЦИИ МЕСТОРОЖДЕНИЙ НЕФТИ..... 141
Бузмаков С.А.

КОНЦЕНТРАЦИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ И ЭЛЕМЕНТОВ ПЛАТИНОВОЙ ГРУППЫ В СНЕГЕ КАК ИНДИКАТОР АТМОСФЕРНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ ПРИРОДНОГО ЗАКАЗНИКА..... 145
Винокуров С.Ф., Трунова А.Н.

АТМОХИМИЧЕСКИЕ ПОИСКИ ПОДЗЕМНЫХ СКОПЛЕНИЙ УТЕРЯННЫХ НЕФТЕПРОДУКТОВ..... 149
Воробьев С.А.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ТЕХНОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НЕФТЕПРОМЫШЛЕННОГО ПРОИЗВОДСТВА НА ПРЕДГОРНО-ГОРНЫЕ ЛАНДШАФТЫ ЧЕЧЕНСКОЙ РЕСПУБЛИКИ..... 152
Гайрабеков У.Т.

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ СОСНЫ ОБЫКНОВЕННОЙ НА ПЕСЧАНЫХ МАССИВАХ ТЕРСКОГО БЕРЕГА БЕЛОГО МОРЯ..... 155
Глухова Е.В., Голубева Е.И.

СОПРЯЖЕННЫЙ БИОГЕОХИМИЧЕСКИЙ МЕХАНИЗМ ФОРМИРОВАНИЯ ПУСТЫННОГО ЗАГАРА И ВЕЗИКУЛЯРНОГО ГОРИЗОНТА ПУСТЫННЫХ ПОЧВ..... 158
Голованов Д.Л., Лебедева М.П., Шишков В.А., Абросимов К.Н.

АНАЛИЗ ОСОБЕННОСТЕЙ ВОДНОЙ МИГРАЦИИ В СУБАРИДНЫХ РЕГИОНАХ НА ОСНОВЕ ДЕШИФРИРОВАНИЯ КОСМИЧЕСКИХ СНИМКОВ (НА ПРИМЕРЕ СУХОСТЕПНОГО КЛЮЧЕВОГО УЧАСТКА В БАССЕЙНЕ РЕКИ СЕЛЕНГИ)..... 162
Горбунова И.А., Герасимова М.И., Богданова М.Д.

МИГРАЦИЯ ПОЛЛЮТАНТОВ И ДИФФЕРЕНЦИРУЮЩАЯ ФУНКЦИЯ ГЕОХИМИЧЕСКИХ БАРЬЕРОВ В УСЛОВИЯХ АТМОСФЕРНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ СТЕПЕЙ..... 165
Давыдова Н.Д.

ЭРОЗИЯ ПОЧВ НА ТЕРРИТОРИИ АГРОЛАНДШАФТА И ЕЕ ВЛИЯНИЯ НА МИГРАЦИЮ ХИМИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ..... 169
Демидов В.В., Мушаева Т.И.

НИНГИОИТ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ БИОГЕННОГО ГЕНЕЗИСА УРАНОВЫХ ЧЕРНЕЙ..... 172
Дойникова О.А.

ГЕОХИМИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ СОДЕРЖАНИЯ МЕДИ В СНЕЖНОМ ПОКРОВЕ... 177
Долгушин А.В., Крестьянникова Е.В., Богданов Д.А., Шустова М.С.

РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ГЕОТЕХНОГЕННЫХ ЛАНДШАФТАХ СУЛЬФИДНО-ВОЛЬФРАМОВОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ (ЗАПАДНОЕ ЗАБАЙКАЛЬЕ).... 181
Дорошкевич С.Г., Смирнова О.К.

КИСЛОРОД КАК ФАКТОР ФОРМИРОВАНИЯ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКОЙ ОБСТАНОВКИ В АЗОВСКОМ МОРЕ..... 186
Доценко И.В., Михайленко А.В., Федоров Ю.А.

СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДИЙ РЕГИОНА КУРСКОЙ МАГНИТНОЙ АНОМАЛИИ..... 190
Дроздова Е.А., Корнилов А.Г., Курганская К.А.

ОСОБЕННОСТИ ПОВЕДЕНИЯ ЦИНКА В ПОДЗОЛЕ В ПРИСУТСТВИИ БАКТЕРИЙ..... 193
Дроздова О.Ю., Демин В.В., Завгородняя Ю.А., Лапицкий С.А.

ПОДВИЖНЫЕ ФОРМЫ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ПОЧВАХ ЗАПАДНОГО КАВКАЗА И ПРЕДКАВКАЗЬЯ..... 196
Дьяченко В.В., Дьяченко Л.Г.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В КУСТАРНИЧКОВО-ЛИШАЙНИКОВО-МОХОВОЙ ТУНДРЕ... 201
Елькина Г.Я., Лаптева Е.М.

УГЛЕФИЛЬНЫЕ ХИМИЧЕСКИЕ ЭЛЕМЕНТЫ В СОСТАВЕ ТВЕРДЫХ ПРИМЕСЕЙ СНЕГА НА СЕВЕРЕ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ..... 205
Ермолов Ю.В., Черевко А.С., Махатков И.Д.

К ВОПРОСУ О МЕХАНИЗМЕ ГИПЕРАККУМУЛЯЦИИ РАДИОЦЕЗИЯ РАСТЕНИЯМИ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЦЕНТРА РУССКОЙ РАВНИНЫ..... 208
Железнова О.С., Тобратов С.А., Черных Н.А.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В КАШТАНОВЫХ ПОЧВАХ НА АГРОМОНИТОРИНГОВЫХ ПЛОЩАДКАХ УЛУГ-ХЕМСКОЙ КОТЛОВИНЫ (РЕСПУБЛИКА ТУВА)..... 213
Жуланова В.Н.

ТРАНСФОРМАЦИЯ МИНЕРАЛЬНОГО И ГРАНУЛОМЕТРИЧЕСКОГО СОСТАВА ПОЧВ ПАРОГИДРОТЕРМЫ В ДОЛИНЕ РЕКИ ГЕЙЗЕРНОЙ (КРОНОЦКИЙ ЗАПОВЕДНИК, КАМЧАТКА)..... 216
Завадская А.В., Семенков И.Н., Паничева Д.М., Крупская В.В., Закусин С.В.

УГЛЕВОДОРОДНОЕ СОСТОЯНИЕ ГОРОДСКИХ ПОЧВ..... 220
Завгородняя Ю.А., Демин В.В.

ТЕХНОГЕННЫЕ ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ПОТОКИ И ИХ ВЛИЯНИЕ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ УГЛЕДОБЫВАЮЩИХ ТЕРРИТОРИЙ (НА ПРИМЕРЕ ДОНЕЦКОГО БАССЕЙНА)..... 224
Закруткин В.Е., Гибков Е.В.

ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ДРЕВЕСНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ГОРОДА ЛЬГОВА (КУРСКАЯ ОБЛАСТЬ)..... 228
Замотаев И.В., Кайданова О.В., Курбатова А.Н., Суслова С.Б.

РАЗРАБОТКА РЕГИОНАЛЬНЫХ НОРМАТИВОВ КАЧЕСТВА ПОЧВ ПО СОДЕРЖАНИЮ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ..... 232
Иванов Д.В.

МИГРАЦИЯ ВЕЩЕСТВ НА ЛАНДШАФТНОМ ПРОФИЛЕ ОЛИГОТРОФНОГО БОЛОТА..... 236
Инишева Л.И., Порохина Е.В.

ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПРИРОДНЫХ ЛАНДШАФТОВ КОМАНДОРСКИХ ОСТРОВОВ..... 240
Исаченкова Л.Б.

ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКОЕ РАЙОНИРОВАНИЕ АЛТАЙСКОГО КРАЯ: СОСТОЯНИЕ ВОПРОСА И АКТУАЛЬНОСТЬ ПРОВЕДЕНИЯ ИССЛЕДОВАНИЙ..... 244
Казанцева Л.Г.

ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ТИТАНА, МАРГАНЦА И ХРОМА В ПОВЕРХНОСТНЫХ ГОРИЗОНТАХ ПОЧВ Г. ЖОДИНО (БЕЛАРУСЬ)..... 247
Карпиченко А.А., Чертко Н.К.

ТРАНСФОРМАЦИЯ ПРИРОДНОГО ФОНА ЛАГУННО-МАРШЕВЫХ ЛАНДШАФТОВ ЗАПАДНОГО ПРИКАСПИЯ..... 251
Касатенкова М.С., Касимов Н.С., Лычагин М.Ю.

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ПРИРОДНЫХ ВОД БАССЕЙНА РЕКИ БОДРАК (СЕВЕРО-ЗАПАДНЫЕ СКЛОНЫ КРЫМСКИХ ГОР)..... 255
Каюкова Е.П.

ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПРИРОДНЫХ И ТЕХНОГЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ ЮГО-ВОСТОКА ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ..... 260
Квасникова З.Н., Евсеева Н.С.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЦВЕТОВОЙ ХАРАКТЕРИСТИКИ ПОЧВ В СИСТЕМЕ CIE LAB ДЛЯ ОЦЕНКИ МИГРАЦИИ СОЕДИНЕНИЙ ЖЕЛЕЗА В ГЕОХИМИЧЕСКИ СОПРЯЖЕННЫХ ЛАНДШАФТАХ..... 264
Кириллова Н.П.

РЕЗУЛЬТАТЫ СТАТИСТИЧЕСКОГО АНАЛИЗА СОДЕРЖАНИЙ РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫХ И РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ЛАБАЗНИКЕ ВЯЗОЛИСТНОМ (НА ПРИМЕРЕ КЕМЕРОВСКОЙ И ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ)..... 267
Коваль Е.В., Барановская Н.В.

ПРОБЛЕМЫ ИНТЕРПРЕТАЦИИ ДАННЫХ ЛИТОГЕОХИМИЧЕСКОЙ СЪЕМКИ НА ПРИМЕРЕ КЕДРОВСКОГО РУДНОГО ПОЛЯ..... 270
Ковригина С.В.

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ОБЪЕКТОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ В ПРЕДЕЛАХ УЧАСТКА СТОЛЬСКО (ЛЬВОВСКАЯ ОБЛАСТЬ, УКРАИНА)..... 273
Кость М.В., Панькив Р.П., Телегуз О.В., Козак Р.П., Сахнюк И.И., Майкут О.М., Мандзя О.Б., Навроцкая И.П.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ И МЕТАЛЛОИДЫ В СНЕГЕ, ПОЧВАХ И ДРЕВЕСНЫХ РАСТЕНИЯХ ГОРОДА УЛАН-УДЭ (РЕСПУБЛИКА БУРЯТИЯ)..... 277
Кошелева Н.Е., Касимов Н.С., Власов Д.В., Корляков И.Д., Голованов Д.Л., Дорохова М.Ф.

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ СПЕКТРЫ ЛАНТАНОИДОВ В ПРОФИЛЕ СЕРОЙ ЛЕСНОЙ ПОЧВЫ БРЯНСКОГО ОПОЛЬЯ..... 282
Кротов Д.Г., Самсонова В.П.

ГИДРОГЕОХИМИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ НОВОАФОНСКОЙ ПЕЩЕРНОЙ СИСТЕМЫ. 285
Кудерина Т.М., Мавлюдов Б.Р., Грабенко Е.А., Экба Я.А.

ИЗМЕНЕНИЕ ЭКСТРАГИРУЕМОСТИ УГЛЕРОДА И АЗОТА ИЗ ПОЧВ ПРИ РАЗНЫХ УСЛОВИЯХ ХРАНЕНИЯ ОБРАЗЦОВ..... 289
Кузнецова Е.Ю., Макаров М.И.

МИГРАЦИЯ И АККУМУЛЯЦИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЛУПУСТЫННЫХ ЛАНДШАФТАХ ЮЖНОЙ НИЖНЕЙ КАЛИФОРНИИ (МЕКСИКА) ПОД ВЛИЯНИЕМ ГОРНОПРОМЫШЛЕННОГО КОМПЛЕКСА ПО ДОБЫЧЕ ФОСФОРИТОВ..... 293
Кузьменкова Н.В., Шумилин Е.Н.

ОЦЕНКА ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ Г. ОМСКА ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ИЗУЧЕНИЯ КАППАМЕТРИИ И ИХ ВЕЩЕСТВЕННОГО СОСТАВА..... 296
Кузьмина Е.Г., Жорняк Л.В., Язиков Е.Г.

ТЕХНОГЕННЫЕ ЛАНДШАФТЫ БАШКИРСКОГО ЗАУРАЛЬЯ: РТУТНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ..... 301
Кулагин А.Ю., Кутлиахметов А.Н.

ЭЛЕМЕНТЫ ПЛАТИНОВОЙ ГРУППЫ В ПОЧВАХ ЮГО-ВОСТОЧНОГО ОКРУГА Г. МОСКВЫ..... 305
Ладонин Д.В.

ОЗЕРНЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ КАК ИНДИКАТОР АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ..... 309
Ларина Н.С., Фахрутдинова Л.К., Ларина Е.С., Абрамова М.А., Симоненко А.С.

ФОРМИРОВАНИЕ ГАЗОВЫХ И БАКТЕРИАЛЬНЫХ АНОМАЛИЙ В ПОЧВАХ НА ТЕХНОГЕННЫХ ГРУНТАХ..... 313
Лебедь-Шарлевич Я.И., Можарова Н.В.

ФОРМИРОВАНИЕ ПАТТЕРНОВ ЦЕЗИЯ-137 В КАСКАДНЫХ ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКИХ СИСТЕМАХ АГРОЛАНДШАФТОВ БРЯНСКОГО ОПОЛЬЯ..... 317
Линник В.Г., Мироненко И.В., Соколов А.В.

ПРОСТРАНСТВЕННОЕ ВАРЬИРОВАНИЕ ЗОЛЬНОСТИ В ТОРФЯНЫХ ОЛИГОТРОФНЫХ ПОЧВАХ НА СЕВЕРО-ВОСТОКЕ ОСТРОВА САХАЛИН..... 322
Липатов Д.Н., Манахов Д.В.

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ СТАРОПАХОТНЫХ ПОЧВ В РАЙОНАХ АНТИЧНОГО ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ КРЫМА (НА ПРИМЕРЕ ОКРЕСТНОСТЕЙ ЕВПАТОРИИ)..... 326
Лисецкий Ф.Н.

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ИНДИКАТОРЫ ПРИ ПАЛЕОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ РЕКОНСТРУКЦИИ ПОЗДНЕГО ГОЛОЦЕНА ЗАПАДНОГО МАКРОСКЛОНА СРЕДНЕГО УРАЛА..... 330
Лузянина О.А., Ковалева Н.О.

СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ВОЛОСАХ..... 335
Майманова Т.М., Тютюкова Л.С.

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ФОНОВОГО ГОРНОЛЕСНОГО ЛАНДШАФТА В ОКРЕСТНОСТЯХ КАРАБАШСКОЙ ТЕХНОГЕННОЙ АНОМАЛИИ (ЮЖНЫЙ УРАЛ)..... 338
Макунина Г.С.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ПОЧВАХ ЗОНЫ ВЛИЯНИЯ АВТОМОБИЛЬНОГО ТРАНСПОРТА Г.РОСТОВА-НА-ДОНУ..... 344
Малков Р.А., Брык И.В.

ПРИМЕНЕНИЕ ШЛИХОГЕОХИМИЧЕСКОГО МЕТОДА ПРИ ПОИСКАХ ЗОЛОТОРУДНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ НА ЕНИСЕЙСКОМ КРЯЖЕ..... 348
Мансуров Р.Х., Зеликсон Б.С.

ФРАКЦИОНИРОВАНИЕ ИЗОТОПОВ АЗОТА РАСТЕНИЯМИ ГОРНО-ТУНДРОВЫХ ЭКОСИСТЕМ С РАЗНЫМ ТИПОМ МИКОРИЗЫ..... 351
Маслов М.Н., Макаров М.И., Малышева Т.И., Бузин И.С., Тиунов А.В.

ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ДИФФЕРЕНЦИАЦИЯ ЮГА РОССИИ..... 355
Матасова И.Ю., Дьяченко В.В.

ВЛИЯНИЕ ГОРНОРУДНОГО ПРОИЗВОДСТВА В ПРИОХОТЬЕ И ПРИАМУРЬЕ НА ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПРИРОДНЫХ ЛАНДШАФТОВ..... 359
Махинов А.Н., Махинова А.Ф., Шевцов М.Н.

МИГРАЦИЯ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ И ГЕОХИМИЧЕСКИЕ БАРЬЕРЫ В ПОЧВАХ ПРИ РАЗРАБОТКЕ МЕСТОРОЖДЕНИЙ В ПРИАМУРЬЕ..... 363
Махинова А.Ф., Махинов А.Н.

ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ ВЕРХОВОГО ТОРФА КАК ИНДИКАТОР ГЕОХИМИЧЕСКИХ ОСОБЕННОСТЕЙ ТЕРРИТОРИЙ..... 367
Межибор А.М., Боженко Н.П.

ВЛИЯНИЕ ФЛЮИДОВ И ПРОДУКТОВ ЭВАПОТРАНСПИРАЦИИ НА БАЛАНСЫ МАССОПЕРЕНОСОВ В ЛАНДШАФТАХ..... 370
Мельчаков Ю.Л., Козаренко А.Е., Суриков В.Т.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ТОКСИЧНОСТИ БУРОВОГО ШЛАМА С ПРИМЕНЕНИЕМ МЕТОДОВ БИОТЕСТИРОВАНИЯ..... 374
Мех А.А.

ЭКОГЕОХИМИЯ НЕФТЯНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ХАНТЫ-МАНСИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА-ЮГРЫ..... 376
Московченко Д.В.

ГИДРОГЕОХИМИЯ ЗОНЫ ГИПЕРГЕНЕЗА НЕФТЯНОГО РЕГИОНА ТАТАРСТАНА..... 379
Мусин Р.Х.

ГИДРОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ПОДЗЕМНЫХ ВОД ЗОНЫ ГИПЕРГЕНЕЗА ПРИКАСПИЙСКОГО МЕГАБАССЕЙНА..... 383
Мязина Н.Г.

БЕНЗ(А)ПИРЕН В ПОЧВАХ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ЛАНДШАФТОВ..... 386
Назаренко Н.Н., Каверина Н.В., Свистов А.К.

АНТРОПОГЕННЫЙ ГАЛОГЕНЕЗ В ГОРОДСКИХ ПОЧВАХ (НА ПРИМЕРЕ ВАО И ЗАО МОСКВЫ)..... 389
Никифорова Е.М., Кислякова Н.Ю., Кошелева Н.Е.

ВЛИЯНИЕ ПРОЦЕССА ФОТОХИМИЧЕСКОЙ ДЕСТРУКЦИИ РАСТВОРЕННОГО ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА НА МИКРОЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД БОРЕАЛЬНОЙ ЗОНЫ..... 394
Олейникова О.В., Бычков А.Ю., Дроздова О.Ю., Лапицкий С.А., Покровский О.С.

БИОГЕННАЯ МИГРАЦИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В УСЛОВИЯХ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННОЙ СИСТЕМЫ БАШКИРСКОГО ЗАУРАЛЬЯ..... 397
Опекунова М.Г., Сомов В.В., Папян Э.Э.

ЭКОЛОГО-БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА ЛАНДШАФТОВ ХЕМЧИКСКОЙ КОТЛОВИНЫ (ЗАПАДНАЯ ТЫВА)..... 402
Очур-оол А.О., Ондар С.О., Ондар У.В.

ОЦЕНКА БИОЛОГИЧЕСКОЙ МИГРАЦИИ ЦЕЗИЯ НА ОСНОВЕ ПАРАМЕТРИЗАЦИИ КОРНЕВОГО ПОГЛОЩЕНИЯ ЦЕЗИЯ-137 РАСТИТЕЛЬНОСТЬЮ ТРАВЯНИСТЫХ ЭКОСИСТЕМ ПОСТ-ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ ЛАНДШАФТОВ..... 405
Парамонова Т.А., Комиссарова О.Л., Турыкин Л.А., Беляев В.Р., Иванов М.М.

К ВОПРОСУ О БИОГЕОХИМИИ БРОМА В ЛАНДШАФТАХ ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ..... 410
Перминова Т.А., Барановская Н.В., Рихванов Л.П.

ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПОЧВ ВОСТОЧНОГО ДОНБАССА..... 413
Петрова А.В.

БАРЬЕРНАЯ СИСТЕМА АРИДНОЙ ЗОНЫ АЭРАЦИИ ЮГО-ВОСТОКА УКРАИНЫ..... 418
Петрова Л.А.

БИОГЕОХИМИЯ АГРОЛАНДШАФТОВ ВОСТОЧНОГО ПОДМОСКОВЬЯ ПОСЛЕ ПРИМЕНЕНИЯ ОСАДКОВ СТОЧНЫХ ВОД В КАЧЕСТВЕ УДОБРЕНИЙ..... 422
Плеханова И.О.

ГЕОХИМИЯ ЛАНДШАФТОВ ГОРОДОВ-КУРОРТОВ КОНУРБАЦИИ КАВКАЗСКИХ МИНЕРАЛЬНЫХ ВОД..... 427
Помеляйко И.С.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЭЛЕМЕНТНОГО АНАЛИЗА ДЛЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ ПОЧВ ВЫСОКИХ ШИРОТ..... 432
Попова Л.Ф., Левандовская Т.В., Шапчиц Ю.Л.

ДИНАМИКА ПОКАЗАТЕЛЕЙ БИОГЕОХИМИЧЕСКОГО КРУГОВОРОТА АЗОТА В ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ВОЗДУШНОЙ СРЕДЫ NO_X..... 435
Припутина И.В.

ПОВЕРХНОСТНЫЙ СТОК – ПРИЧИНА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ Г. ВОРОНЕЖА..... 438
Прожорина Т.И., Куролап С.А., Якунина Н.И.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В СИСТЕМАХ «СУБСТРАТ- ВОДЫ» И «ОГОРОДНЫЕ ПОЧВЫ-КУЛЬТУРНЫЕ РАСТЕНИЯ» ГОРНОПРОМЫШЛЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО АЛТАЯ..... 441
Пузанов А.В., Бабошкина С.В., Горбачев И.В., Рождественская Т.А.

РОЛЬ ГЕОХИМИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ МОРЯ НА ФОРМИРОВАНИЕ БУРОЗЕМОВ ПОБЕРЕЖЬЯ ОСТРОВА РИКОРДА (ЗАЛИВ ПЕТРА ВЕЛИКОГО, ПРИМОРСКИЙ КРАЙ)..... 445
Пшеничников Б.Ф., Пшеничникова Н.Ф.

СОВРЕМЕННАЯ ОЦЕНКА ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКОГО КАРТИРОВАНИЯ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ КАК ОСНОВЫ ГЕОХИМИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ ГОРОДСКИХ АГЛОМЕРАЦИЙ (НА ПРИМЕРЕ ГГ. ЧЕБОКСАРЫ, НОВОЧЕБОКСАРСК) 450
Рахимов Т.М.

АНТРОПОГЕННАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ СВОЙСТВ ПОЧВЫ ПАРКОВО-РЕКРЕАЦИОННЫХ ЗОН ГОРОДА СМОЛЕНСКА..... 453
Ревина О.А., Ревин А.Г., Ермошкина Г.Ф., Фесюнова О.Д.

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ И ПЕТРОМАГНИТНЫЕ СВОЙСТВА ПОЧВ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИИ САРАТОВСКОГО ЗАВОЛЖЬЯ..... 457
Решетников М.В., Шешнев А.С., Мамедов Р.М.

ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫЕ И ТЕХНОГЕННО-ПРЕОБРАЗОВАННЫЕ ПОЧВЫ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ЛАНДШАФТОВ ЦЕНТРАЛЬНОЙ ЧАСТИ СРЕДНЕАМУРСКОЙ НИЗМЕННОСТИ (НА ПРИМЕРЕ Г. ХАБАРОВСКА)..... 460
Росликова В.И.

ГЕОХИМИЯ ДОРОЖНОЙ ПЫЛИ (ЗАПАДНЫЙ ОКРУГ МОСКВЫ)..... 464
Рыжов А.В., Касимов Н.С., Власов Д.В.

МОБИЛИЗАЦИЯ ФОСФОРА И КРЕМНИЯ ИЗ ГОРНЫХ ПОРОД ПОД ДЕЙСТВИЕМ ОРГАНИЧЕСКИХ КИСЛОТ..... 468
Савенко А.В., Савенко В.С.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ЭЛЕМЕНТОВ НИЖЕ ПРЕДЕЛА ОБНАРУЖЕНИЯ ПРИ ГЕОХИМИЧЕСКОМ АНАЛИЗЕ ПОЧВ..... 472
Савичев А.Т., Водяницкий Ю.Н.

ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ ОТХОДОВ ПЕРЕРАБОТКИ АПАТИТОВ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ В САРАТОВСКОМ ЗАВОЛЖЬЕ..... 476
Самонов А.Е., Ваньшин Ю.В.

ЛАТЕРАЛЬНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ГРАНУЛОМЕТРИЧЕСКИХ ФРАКЦИЯХ ПОЧВ ОВРАЖНОЙ СИСТЕМЫ ЛЕСНОЙ ЗОНЫ..... 480
Самонова О.А.

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ПОЧВ ПОДГОЛЬЦОВОГО ПОЯСА НА СРЕДНЕМ УРАЛЕ (НА ПРИМЕРЕ ГПЗ «БАСЕГИ»)..... 485
Самофалова И.А.

ГЕОХИМИЯ ОТЛОЖЕНИЙ В ЛОКАЛЬНЫХ ПОНИЖЕНИЯХ МИКРОРЕЛЬЕФА НА УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ..... 490
Селезнев А.А., Ярмошенко И.В.

ГЕОХИМИЯ ЛАНДШАФТОВ ПРИПОЛЯРНОГО И СЕВЕРНОГО УРАЛА..... 492
Селиванова Д.А., Московченко Д.В.

ФОРМЫ МЕТАЛЛОВ В ГЛЕЕЗЕМАХ И КРИОМЕТАМОРФИЧЕСКИХ ПОЧВАХ ЮГО-ВОСТОКА БОЛЬШЕЗЕМЕЛЬСКОЙ ТУНДРЫ..... 497
Семенков И.Н., Касимов Н.С., Терская Е.В.

ВЫЯВЛЕНИЕ ИСТОЧНИКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДЫ ОЗЕРА БАЙКАЛ ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИМИ АРОМАТИЧЕСКИМИ УГЛЕВОДОРОДАМИ..... 501
Семенов М.Ю., Маринайте И.И., Снытко В.А.

ВЛИЯНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА СОСТОЯНИЕ ДРЕВЕСНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ БОТАНИЧЕСКОГО САДА БИН РАН..... 505
Семенов О.М., Терехина Н.В.

ПОДСТИЛКИ КАК ИНДИКАТОР СОСТОЯНИЯ ЛАНДШАФТОВ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ..... 510
Семенюк О.В.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ПОЧВЕННОМ ПОКРОВЕ ФУНКЦИОНАЛЬНЫХ ЗОН ГОРОДА ВОРОНЕЖА..... 513
Середа Л.О., Куролап С.А.

ИЗУЧЕНИЕ ВИДОВОЙ СПЕЦИФИКИ НАКОПЛЕНИЯ МЕТАЛЛОВ РАСТЕНИЯМИ *GALIUM VERUM L.* (ПОДМАРЕННИК НАСТОЯЩИЙ) И *HELICHRYSUM ARENARIUM (L.) MOENCH* (ЦМИН ПЕСЧАНЫЙ) ПРИ РАВНОЙ КОНЦЕНТРАЦИИ ИХ В ПОЧВЕ.... 517
Сибиркина А.Р.

УЧЕНИЕ А.И. ПЕРЕЛЬМАНА О ГЕОХИМИЧЕСКИХ БАРЬЕРАХ В ПРАКТИКЕ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СРЕДЫ ГИПЕРГЕННОГО МИНЕРАЛООБРАЗОВАНИЯ..... 520
Сивцов А.В., Дойникова О.А.

ПОДВИЖНОСТЬ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ И СОВРЕМЕННОЕ МИНЕРАЛООБРАЗОВАНИЕ В ГЕОТЕХНОГЕННЫХ ОБСТАНОВКАХ СУЛЬФИДНО-ВОЛЬФРАМОВЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ЗАБАЙКАЛЬЯ..... 523
Смирнова О.К.

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА БИОГЕННОЙ МИГРАЦИИ ЭЛЕМЕНТОВ В ЛАНДШАФТАХ БЕЛОРУССКОГО ПОЛЕСЬЯ..... 527
Смыкович Л.И., Оношко М.П.

ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ СПЕЦИФИКА ОКРУЖЕНИЯ БАЙКАЛА..... 530
Снытко В.А., Семенов Ю.М., Семенова Л.Н.

ФОРМИРОВАНИЕ ГЕОХИМИЧЕСКОГО БАРЬЕРА В БЫТОВЫХ УСЛОВИЯХ: ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКИЕ СЛЕДСТВИЯ..... 533
Сокгоев Б.Р., Рихванов Л.П.

ХАРАКТЕРИСТИКА РЕГИОНАЛЬНОГО ГЕОХИМИЧЕСКОГО ФОНА КОМПОНЕНТОВ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ НА ТЕРРИТОРИИ НАДЫМ-ТАЗОВСКОГО МЕЖДУРЕЧЬЯ (ЯМАЛО-НЕНЕЦКИЙ АО)..... 537
Сорокина Е.П., Дмитриева Н.К., Левина Н.Б., Ткаченко В.А.

СОРБЦИЯ НИКЕЛЯ ПОЧВАМИ ЮГО-ЗАПАДНОГО ЗАБАЙКАЛЬЯ..... 542
Сосорова С.Б., Меркушева М.Г.

СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В НАЗЕМНОЙ БИОМАССЕ ТРАВЯНИСТЫХ РАСТЕНИЙ ЛЕСОСТЕПНЫХ СООБЩЕСТВ УНИКАЛЬНЫХ ПРИРОДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ КУРСКОЙ ОБЛАСТИ..... 547
Сошникова И.Ю.

ГЕОХИМИЯ ПРОЦЕССА МИНЕРАЛООБРАЗОВАНИЯ В ПОСТКОЛЛИЗИОННЫХ ЖИЛАХ..... 550
Старицына И.А., Старицына Н.А.

АТМОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ЛАНДШАФТОВ ТВЕРСКОЙ ОБЛАСТИ..... 555
Суслова С.Б., Кудерина Т.М., Шилькрот Г.С.

ОСОБЕННОСТИ ГИПЕРГЕНЕЗА В ЛАНДШАФТАХ ЗАПАДНОГО ЗАБАЙКАЛЬЯ..... 559
Сымпилова Д.П.

ПАРАМЕТРЫ ГЕОХИМИЧЕСКОГО БАРЬЕРА НИЗИННОГО БОЛОТА..... 562
Сысуев В.В.

ГЕОХИМИЯ КРИОГЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ ЗОЛОТОРУДНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ БАЙКАЛЬСКОЙ РИФТОВОЙ ЗОНЫ..... 567
Тайсаев Т.Т.

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ГОРОДСКИХ ЛАНДШАФТОВ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ ПО ДАННЫМ ИЗУЧЕНИЯ СНЕЖНОГО ПОКРОВА..... 570
Таловская А.В., Язиков Е.Г., Литау В.В., Филимоненко Е.А., Самохина Н.П.

ГЛОБАЛЬНОЕ ПОТЕПЛЕНИЕ И ЕГО ВЛИЯНИЕ НА ДИНАМИКУ ПРОДУКТИВНОСТИ ЕСТЕСТВЕННОЙ БИОТЫ И ГУМУСА В ПОЧВАХ РЕГИОНОВ ЮГА ВОЛЖСКОГО БАССЕЙНА..... 575
Тарко А.М., Курбатова А.И., Козлова Е.В.

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ КАПИЛЛЯРНОГО МЕХАНИЧЕСКОГО ГЕОХИМИЧЕСКОГО БАРЬЕРА В МЕРЗЛОТНЫХ ПОЧВАХ РАВНИННЫХ ТУНДР..... 579
Тентюков М.П.

ЛАТЕРАЛЬНАЯ ДИФФЕРЕНЦИАЦИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И МЕТАЛЛОИДОВ В ГОРНОПРОМЫШЛЕННЫХ ЛАНДШАФТАХ БАССЕЙНА Р. СЕЛЕНГИ..... 581
Тимофеев И.В.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ВОДЕ РЕК КРЫМСКОГО ПОЛУОСТРОВА..... 586
Ткаченко А.Н., Билык М.А., Ткаченко О.В., Малыгин Е.В.

ПИРОГЕННАЯ И БИОГЕННАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ МИКРОЭЛЕМЕНТНОГО СОСТАВА ЗОЛЬНОЙ ЧАСТИ ТОРФА (НА ПРИМЕРЕ МЕЩЕРСКОЙ НИЗМЕННОСТИ) 589
Тобратов С.А., Железнова О.С.

ФОРМЫ МИГРАЦИИ УРАНА И ПЛУТОНИЯ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ БЫВШЕГО СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА (НА ПРИМЕРЕ РУЧЬЯ КАРАБУЛАК)..... 593
Торопов А.С.

РАДИОЦЕЗИЕВЫЙ МЕТОД И ГИС В ИЗУЧЕНИИ ЭРОЗИОННОГО ПРЕОБРАЗОВАНИЯ АГРОЛАНДШАФТОВ..... 597
Трофимец Л.Н., Паниди Е.А., Иванеха Т.Л., Петелько А.И.

ИНДИКАЦИЯ ТЕХНОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ЗОЛЬНОСТИ РАСТЕНИЙ..... 602
Тюлькова Е.Г.

ЦЕЗИЙ-137 В МОХОВО-ТРАВЯНИСТО-КУСТАРНИЧКОВОМ ЯРУСЕ ФОНОВЫХ ЛАНДШАФТОВ ТУНДРЫ И ТАЙГИ ЦЕНТРА ЗАПАДНОЙ СИБИРИ..... 606
Усачева А.А., Семенков И.Н.

СКОРОСТЬ ОСАДКОНАКОПЛЕНИЯ В ОЗЕРЕ БОЛЬШОЙ ТАМБУКАН И ХРОНОЛОГИЯ ЗАХОРОНЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ..... 610
Федоров Ю.А., Кузнецов А.Н.

РОЛЬ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ В СИСТЕМЕ ВОДА-ПОРОДА В ФОРМИРОВАНИИ ЛАНДШАФТОВ ПРИ ТЕХНОГЕННОМ ГАЛОГЕНЕЗЕ..... 613
Хайрулина Е.А.

ОЦЕНКА ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ ДОЛЕВОГО УЧАСТИЯ ХЛОРИД-ИОНОВ АТМОСФЕРНЫХ ОСАДКОВ В ИХ РЕЧНОМ СТОКЕ (НА ПРИМЕРЕ КАРСТОВЫХ И НЕКАРСТОВЫХ ГЕОСИСТЕМ СЕВЕРА ВОСТОЧНО-ЕВРОПЕЙСКОЙ РАВНИНЫ)..... 617
Хайруллина Д.Н.

ИДЕНТИФИКАЦИЯ ГЕОХИМИЧЕСКИХ БАРЬЕРОВ НА ОСНОВЕ ВАРИАЦИЙ СОДЕРЖАНИЯ ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИХ АРОМАТИЧЕСКИХ УГЛЕВОДОРОДОВ..... 620
Хаустов А.П., Редина М.М.

ВОПРОСЫ ГЕОХИМИИ СЕЛИТЕБНЫХ ТЕРРИТОРИЙ В СВЯЗИ С ПРИМЕНЕНИЕМ ПРОТИВОГОЛОЛЕДНЫХ РЕАГЕНТОВ..... 623
Хомяков Д.М.

ГИДРОГЕОХИМИЯ ЗОНЫ ГИПЕРГЕНЕЗА И ГЕОХИМИЧЕСКИЕ БАРЬЕРЫ..... 627
Хрусталева М.А.

РОЛЬ КАРБОНАТНЫХ ПОРОД В ФОРМИРОВАНИИ ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКИХ ОБСТАНОВОК НА ТЕРРИТОРИИ СРЕДНЕРУССКОГО БЕЛОГОРЬЯ..... 631
Чендев Ю.Г.

ГИС-АНАЛИЗ ГЕОХИМИЧЕСКИХ БУФЕРНЫХ ЗОН ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ..... 634
Черницова О.В., Кречетов П.П.

ГЕОХИМИЯ УРБОЛАНДШАФТОВ БЕЛАРУСИ..... 638
Чертко Н.К.

ИССЛЕДОВАНИЕ МИГРАЦИИ МОЛИБДЕНА В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ, НАХОДЯЩИХСЯ В ЗОНЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ АО «АПАТИТ»..... 641
Чукаева М.А.

РАСТВОРИМЫЕ САХАРА, ПОЛИОЛЫ И АМИНОКИСЛОТЫ ЛИШАЙНИКОВ И МХОВ КАК СОЕДИНЕНИЯ-ПРЕДШЕСТВЕННИКИ МЕЛАНОИДИНОВ ПРИ ПЕРВИЧНОМ ГУМУСООБРАЗОВАНИИ..... 644
Шамрикова Е.В., Заварзина А.Г., Кубик О.С., Пунегов В.В.

ТИПИЗАЦИЯ ЛАНДШАФТОВ ЗОН ВЛИЯНИЯ ТЕРРИКОНОВ УГОЛЬНЫХ ШАХТ ПО ОКИСЛИТЕЛЬНО-ВОССТАНОВИТЕЛЬНОМУ СОСТОЯНИЮ ПОЧВ..... 648
Шарапова А.В., Кречетов П.П.

ЭКОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СНЕЖНОГО ПОКРОВА В ОКРЕСТНОСТЯХ ПАВЛОДАРСКОГО НЕФТЕХИМИЧЕСКОГО ЗАВОДА (РЕСПУБЛИКА КАЗАХСТАН)..... 652
Шахова Т.С., Таловская А.В. Язиков Е.Г.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ПОЧВАХ ПРОМЫШЛЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ РОСТОВА-НА-ДОНУ И ТАГАНРОГА..... 656
Шишкина Д.Ю.

ФИТО-ОЧИСТНЫЕ СИСТЕМЫ КАК ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫЕ БАРЬЕРЫ АНТРОПОГЕННЫХ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ..... 659
Щеголькова Н.М., Рыбка К.Ю.

СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ (Pb, Cd, Cu, Zn) В ПОЧВАХ ГОРОДА АБАКАНА..... 662
Юдина Е.В.

О НАКОПЛЕНИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ТЕХНОГЕННЫХ ИЛАХ УСТЬЕВЫХ ЗОН МАЛЫХ ВОДОТОКОВ..... 667
Янин Е.П.

СРАВНЕНИЕ ЭЛЕМЕНТНОГО СОСТАВА СНЕЖНОГО ПОКРОВА ФОНОВЫХ РАЙОНОВ (МОНГОЛИЯ, БУРЯТИЯ)..... 671
Янченко Н.И., Баранов А.Н.

ПЛЕНАРНЫЕ ДОКЛАДЫ

УДК 929

ЖИЗНЬ И НАУЧНОЕ ТВОРЧЕСТВО А.И. ПЕРЕЛЬМАНА

Касимов Н.С.(1), Борисенко Е.Н.(2), Величкин В.И.(2)
(1) *МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: secretary@geogr.msu.ru*
(2) *ИГЕМ РАН, Москва*

Александр Ильич Перельман – выдающийся ученый-геохимик, географ, один из основателей новой науки – геохимии ландшафта, создатель учения о геохимических барьерах, крупнейший специалист в области биогеохимии, геохимии урана, геохимии эпигенетических процессов и экогеохимии, родился 18 мая 1916 г. в Москве в семье инженера. В 1933 г., после окончания школы рабочей молодежи и рабфака он поступил на почвенно-географический факультет МГУ, где в то время преподавали многие выдающиеся ученые.

В подготовке студентов большое место занимали естественно-научные предметы: почвоведение, микробиология, биология, геология, физика, химия, которой Александр Ильич особенно увлекся. Труды В.И. Вернадского и А.Е. Ферсмана, Б.Б. Полынова и А.А. Саукова определили его интерес к геохимии – науке, которой Александр Ильич посвятил свою жизнь.

По окончании университета (1938) А.И. Перельман был оставлен в аспирантуре у профессора В.В. Геммерлинга и в июне 1941 г. защитил кандидатскую диссертацию на тему “Опыт энергетической характеристики некоторых реакций химического выветривания”.

Великая Отечественная война прервала на время его занятия наукой. Александр Ильич был направлен в трест “Спецгео”, занимавшийся военно-геологическим обеспечением Красной Армии. В “Комиссии помощи фронту” Всесоюзного географического общества работал его учитель Б.Б.Полынов, который в 1944 г. опубликовал брошюру “Роль географии почв и учения о ландшафтах в тактике и оперативном искусстве”, с практическими рекомендациями по оценке тактических свойств местности и составлению соответствующих карт.

Работая под руководством Б.Б. Полынова, Александр Ильич разрабатывал методику создания целевых разномасштабных ландшафтных карт, по заданию штабов инженерных войск разных фронтов составлял карты условий проходимости для пехоты и различных видов техники, приспособленности территории для огневых позиций при наступательных операциях, карты рационального размещения оборонительных сооружений и водоснабжения войск на оборонных рубежах, давал оценку маскировочных свойств местности, просматриваемости ее с земли и воздуха.

Составляя объяснительные записки к картам, он приобрел опыт лаконичного, предельно четкого описания явлений, происходящих в ландшафте, которые необходимо учитывать при разработке плана боевых операций. Этот простой и ясный стиль объяснения сложных геохимических проблем Александр Ильич перенес в дальнейшем в свои научные и учебные труды.

Творчество Александра Ильича очень многогранно. Оно охватывает созданные им геохимию ландшафта и геохимию эпигенетических процессов в зоне гипергенеза, геохимию почв и биосферы, гидрогеохимию, поисковую и экологическую геохимию, радиогеоэкологию, историю и популяризацию науки, геохимическое образование.

Главные черты научного творчества. После окончания Великой Отечественной войны для обеспечения страны новым видом минерального сырья для быстро развивающейся атомной промышленности, Александр Ильич начал изучать образование месторождений и рудопроявлений урана, геохимию этого элемента в зоне гипергенеза, что позволило сделать вывод о геохимическом единстве ландшафтной и гипергенной миграции химических элементов. Он считал, что многие процессы, протекающие в почвах, можно рассматривать как своеобразные модели значительно более грандиозного перемещения и концентрации вещества в коре выветривания и подзоне катагенеза. Поэтому геологам полезно изучать почвенные процессы как модель рудообразования. Легкая доступность почв для исследования, современный характер протекающих в них процессов делает их ценными объектами для изучения различных геологических явлений. На эту сторону почвообразования ученые еще не обращали внимания, здесь открывались новые возможности для теоретических построений.

Основными направлениями дальнейших научных исследований А.И. Перельмана стали геохимия ландшафта и геохимия эпигенетических процессов в зоне гипергенеза.

Основы геохимии ландшафта как новой пограничной науки между географией, геологией и почвоведением заложены в конце 40-х годов прошлого века замечательным ученым академиком Б.Б. Полыновым. А.И. Перельману принадлежит заслуга первого систематического изложения ее основ – в 1955 г. появляются “Очерки геохимии ландшафта”, в которых намечен каркас создаваемой науки. Особенно ярко талант Александра Ильича как одного из создателей геохимии ландшафтов отразился в его классическими книгах “Геохимия ландшафта”, издававшихся в 1961, 1966, 1975, 1999 г. Каждое последующее издание было по существу новой книгой, значительно переработанной и дополненной новыми разделами. Они одновременно служили учебными пособиями по университетскому курсу «Геохимия ландшафта» на географическом факультете МГУ, который он блестяще читал с 1951 г. более 40 лет.

По А.И. Перельману, геохимия ландшафта состоит из нескольких основных направлений.

Общая геохимия ландшафта – это теоретические основы науки. Разрабатывая геохимию ландшафта, Александр Ильич опирался на труды своего учителя Б.Б. Полынова о системообразующей роли миграции вещества и геохимической сопряженности ландшафтов. В его работах получили развитие основополагающие представления о классификации элементарных и геохимических ландшафтов, геохимических сопряжениях, о видах миграции веществ в ландшафтах, о ведущей роли биологического круговорота в миграции веществ, биофильности элементов. Они развивали учение В.И. Вернадского о биосфере. А.И. Перельманом предложен один из главных биогеохимических показателей – коэффициент биологического поглощения – соотношение между химическим составом организмов и питающей средой, на его основе разработаны известные ряды биологического поглощения Перельмана.

Особенно значителен вклад Александра Ильича в разработку учения о водной миграции элементов в ландшафтах и биосфере. Изучая геохимические условия миграции и концентрации веществ, основываясь на предложенном им правиле типоморфности и принципе подвижных компонентов, Александр Ильич ввел фундаментальное понятие о классах водной миграции, представляющих собой мозаику сочетаний окислительно-восстановительных, кислотно-щелочных, сорбционных и других условий в морских, поверхностных и подземных водах, почвах, корах выветривания, изверженных и осадочных породах.

Понятие о классах водной миграции позволило систематизировать геохимические обстановки практически во всех компонентах гидросферы, литосферы и биосферы, развить концепцию геохимического поля.

Особенно полезным для понимания роли и значения окислительно-восстановительных условий для миграции химических элементов оказалось разделение восстановительной обстановки на глеевую и сероводородную, что объясняло многие особенности миграции и концентрации элементов с переменной валентностью (U, Mo, Cu и др.) в гидроморфных условиях. Предложенный им коэффициент водной миграции, отражающий связь химических составов вод, почв и горных пород, является сейчас одним из важнейших геохимических показателей, с помощью которого сравнивают миграцию распространенных и редких элементов, оценивают интенсивность миграции в земной коре большинства элементов Периодической системы.

Ландшафтно-геохимические системы. Вслед за Б.Б. Полыновым, Александр Ильич вместе с М.А. Глазовской внес основополагающий вклад в представления об элементарных и геохимических ландшафтах. Он сформировал понятие о геохимических сопряжениях – последовательностях почв и ландшафтов на элементах рельефа, которое сыграло важную роль в становлении и развитии миграционной катенарной парадигмы в геохимии ландшафтов. Им совместно с Н.С. Касимовым предложена одна из первых географо-геохимических систематик катен.

Учение о геохимических барьерах. Последовательно развивая концепцию геохимического поля, Александр Ильич обратил внимание на то, что химические элементы обычно концентрируются на границах контрастных геохимических полей в различных компонентах и подсистемах ландшафтов и биосферы в целом. Учение о геохимических барьерах – одно из важнейших его достижений, вошедшее в золотой фонд науки, оно успешно используется не только в геохимии ландшафта, но и в геохимии, гидрогеохимии, литологии, гидрогеологии, почвоведении и других науках. Установлена большая роль геохимических барьеров, в формировании месторождений U, Cu, Mo и других полезных ископаемых.

Дальнейшим развитием учения о геохимических барьерах должен стать переход от накопления эмпирических данных о барьерах к экспериментальному и математическому моделированию процессов, протекающих на границах разнородных геохимических полей, что позволит научно обосновать создание искусственных геохимических барьеров, препятствующих загрязнению среды. В прикладном аспекте учение о геохимических барьерах, книга «Геохимические барьеры в зоне гипергенеза» (1999) служат сейчас одной из теоретических основ геохимических поисков рудных месторождений и экогеохимии ландшафтов. Например, показано, что формирующаяся в городских почвах система геохимических барьеров ведет к усилению контрастности техногенных аномалий.

Региональная геохимия и систематика ландшафтов, ландшафтно-геохимическое картографирование, включающие геохимическую классификацию ландшафтов и геохимическую характеристику ландшафтов основных природных зон и областей – другое важное направление исследований А.И. Перельмана. Предложенная им геохимическая классификация ландшафтов стала наряду с классификацией М.А. Глазовской инструментом регионального ландшафтно-геохимического анализа и до настоящего времени широко используется в поисковой и экологической геохимии. Сам Александр Ильич, будучи неутомимым полевым исследователем, внес огромный вклад в познание геохимии ландшафтов Казахстана и Средней Азии, Забайкалья, Якутии, Бурятии, Сибири, Европейской России и других районов страны. Созданная им “Ландшафтно-геохимическая карта СССР” до сих пор не имеет аналогов.

Геохимия эпигенетических процессов. Историческая геохимия и палеогеохимия ландшафтов. Геохимическая история всегда была одним из основных предметов исследований Александра Ильича. Начав с изучения геохимии солей и урана в неогеновых почвах Средней Азии, что было темой его докторской диссертации (1953), он создал стройную эпигенетическую концепцию, в рамках которой развил представления о

гипергенной геохимической эволюции горных пород и водоносных горизонтов под влиянием изменяющихся факторов миграции веществ (климата, тектоники, водоносности и др.). В книге "Геохимия эпигенетических процессов" (1961, 1963, 1968) он обосновал основные геохимические типы и классы эпигенетических процессов, она переведена на английский язык и наряду с "Геохимией ландшафта" является одной из фундаментальных работ гипергенной геохимии. Концепция эпигенетических геохимических процессов имела важное прикладное значение для объяснения образования эпигенетических урановых месторождений.

Александр Ильич всегда использовал конкретные научные идеи для установления самых общих закономерностей геохимической эволюции, выделив основные этапы и стадии развития биосферы и ландшафтов в истории Земли. Им развиты представления о палеогеохимиии ландшафтов в различные периоды геологической истории, выделены основные типы геохимической эволюции ландшафтов рудных провинций России и сопредельных государств, разработаны методы создания палеогеохимических ландшафтных карт. Во всех своих работах он последовательно применял принцип историзма.

Геохимия элементов в зоне гипергенеза. Важное место в трудах Александра Ильича принадлежит геохимии отдельных химических элементов в ландшафтах и зоне гипергенеза в целом. Он предложил оригинальную геохимическую классификацию элементов по особенностям их поведения в ландшафтах, основанную на особенностях миграции и концентрации элементов в различных геохимических обстановках. У него были "любимые" элементы, прежде всего уран, которым он занимался всю научную жизнь, став одним из ведущих в стране специалистов по гипергенной геохимии урана. Он детально изучил и объяснил поведение этого элемента в земной коре и зоне гипергенеза, особенности его миграции и концентрации в зависимости от характера эпигенетических процессов, присутствия геохимических барьеров, а в верхних этажах зоны гипергенеза – от геохимических особенностей ландшафта. По результатам этих исследований в 1962 г. опубликована "Геохимия урана в зоне гипергенеза" – первая монография на эту тему, написанная А.И. Перельманом вместе с Л.С. Евсеевой и переизданная в 1974 г. в расширенном и переработанном виде в соавторстве с Л.С. Евсеевой и К.Е. Ивановым. Много внимания уделял А.И. Перельман вопросам экзогенного рудообразования урана на геохимических барьерах. Под его редакцией и участии группой ведущих специалистов-геологов, гидрогеологов и геохимиков в 1965 г. опубликована монография "Экзогенные эпигенетические месторождения урана", а в 1980 г. – монография "Гидрогенные месторождения урана".

Много внимания он уделял изучению Mo, Cu, Cr, Br, Se, Sr, Fe, Mn, оценивая не только поведение в ландшафтах, но и значение при поисках полезных ископаемых, для сельского хозяйства, медицины и др. В 1972 г. вышла в свет монография "Геохимия элементов в зоне гипергенеза" (1972), в которой рассматривается поведение в ландшафтах и корах выветривания первых 28 химических элементов Периодической системы, широко используемая и в настоящее время.

Поисковая геохимия. Все научное творчество Александра Ильича было тесно связано с практикой. Еще в начале 50-х годов прошлого века он стал внедрять теорию и методы геохимии ландшафта и геохимии эпигенетических процессов в поисковую геохимию. В 1956 г. на основе карты геохимических ландшафтов им вместе с Ю.В. Шарковым составлена "Карта районирования территории СССР по условиям ведения геохимических поисков рудных месторождений", которая нашла широкое применение в практике поисковых работ. Особенно важное значение при поисках приобрели его учение о геохимических барьерах, на основе которого проводится оценка геохимических аномалий, а также методика ландшафтно-геохимического картографирования, используемая для дифференциации методов поисков в зависимости от ландшафтной обста-

новки. Со временем Александр Ильич стал одним из самых цитируемых авторов в области поисковой геохимии, а геохимия ландшафта стала одной из теоретических основ геохимических поисков рудных месторождений. Работы по поисковой геохимии проводились в ИГЕМ РАН и на географическом факультете МГУ, где в 1966 г. А.И. Перельманом была создана Мугоджарская экспедиция, через которую за 30 лет "прошли" десятки студентов и аспирантов. Итогом ландшафтно-геохимических исследований в Казахстане, проводимых в течение 20 лет под руководством Александра Ильича, стала известная всем специалистам в области поисковой геохимии монография "Геохимия ландшафтов рудных провинций" (1983).

Экогеохимия ландшафтов. Начиная с 60-х годов, Александр Ильич обращается к проблемам геохимического качества и загрязнения природной среды. Он выделил еще одно научное направление – геохимию культурного ландшафта, в котором особое внимание уделяется геохимическим аспектам санитарно-гигиенической и эколого-геохимической оценки ландшафта. В дальнейшем Александр Ильич – вслед за Вернадским и Ферсманом – выделял как особый вид техногенную миграцию, предложил такие новые понятие, как технофильность элементов, полезные и вредные техногенные геохимические аномалии, техногенные (искусственные) геохимические барьеры, техногенные почвы, илы, коры выветривания, водоносные горизонты. Особенно полно проблемы геохимии техногенных ландшафтов изложены в его последних работах, посвященных геохимической систематике городов и городских ландшафтов, применению методов геохимии ландшафта при оценках экологического состояния территорий. Эта проблематика нашла отражение в последнем издании "Геохимии ландшафта" (совместно с Н.С. Касимовым), вышедшем в 1999 г. Наряду с работами М.А. Глазовской, они послужили теоретической основой особого раздела геохимии ландшафта – геохимии техногенных ландшафтов или экогеохимии ландшафтов, которые стали одним из основных направлений исследований кафедры геохимии ландшафтов и географии почв географического факультета МГУ и лаборатории радиогеоэкологии ИГЕМ РАН.

Радиогеоэкология. После чернобыльской аварии остро стал вопрос о защите окружающей среды от радиационного загрязнения и Александр Ильич активно включился в изучение искусственных радионуклидов в ландшафтах Проводились полевые исследования поведения радионуклидов в чернобыльской зоне и вокруг предприятий атомной промышленности, природных геохимических барьеров и возможностей создания искусственных барьеров. В ИГЕМ РАН была создана "Карта ландшафтно-геохимических условий миграции радионуклидов и размещения источников радиоактивного загрязнения России".

В настоящее время эти работы продолжаются на Кольском полуострове, севере Западной Сибири, Новой Земле и в Карском море на основе представлений о локальных и региональных каскадных (бассейновых) ландшафтно-геохимических системах.

Развитие геохимического образования, популяризация науки, научные биографии. Научное творчество Александра Ильича отличало стремление в ясной и доступной форме изложить основные идеи науки для студентов и неспециалистов в области геохимии. Именно поэтому, читая более 40 лет курс геохимии ландшафта в МГУ и будучи университетским профессором, он изложил основные свои идеи по геохимии и геохимии ландшафта в виде учебников и учебных пособий. Прежде всего это книга "Геохимия ландшафта", которая вышла (считая монографию 1955 г.) пятью изданиями и стала классическим университетским учебником. В этих книгах особенно полно приводятся все основные фундаментальные положения геохимии ландшафта.

Для геологических специальностей А.И. Перельман издал учебник "Геохимия" (1979, 1989), который написан в духе идей Вернадского, в этой книге основное внимание уделяется видам миграции элементов, в том числе биогенной миграции и биокосным системам, что, как правило, не свойственно другим учебникам по геохимии.

Александр Ильич был замечательным популяризатором геохимии. Ему принадлежат увлекательные книги "Атомы в природе", "Геохимия биосферы", "Геохимия природных вод", "Биокосные системы Земли", раскрывающие процессы миграции и концентрации химических элементов в биосфере и ландшафтах, значение жизни для геохимических процессов на Земле, разъясняющие и развивающие идеи Вернадского.

И, наконец, Александр Ильич всегда отдавал должное своим учителям и предшественникам, создав научные биографии выдающихся геохимиков – В.И. Вернадского, А.Е. Ферсмана, А.А. Саукова, Б.Б. Полынова (последняя написана совместно с М.А. Глазовской и Е.И. Парфеновой), в которых ярко проявился его талант как историка науки.

Учитель и человек. Александр Ильич был неутомимым полевым исследователем. Его экспедиционные работы охватывали почти все ландшафтные зоны страны. Работая в тесном контакте с научными и производственными организациями почти всех республик бывшего СССР, А.И. Перельман развивал и совершенствовал теорию геохимии ландшафта. Одновременно идеи и методы геохимии ландшафта он внедрял в практику геохимических поисков месторождений полезных ископаемых и охраны окружающей среды от техногенного загрязнения. Александр Ильич читал множество лекций, проводил семинары, давал многочасовые консультации, заключал договоры о научном сотрудничестве. Под его руководством и участии разработано 10 способов внедрения методов геохимии ландшафта в практику народного хозяйства, на 6 из них получены авторские свидетельства. Одаренность и научная интуиция сочетались в нем с большой работоспособностью и наблюдательностью. Он придавал большое значение накоплению фактического материала, умело обобщал факты, его работы всегда насыщены конкретными примерами.

Владея даром ясного изложения научных идей, Александр Ильич умел увлечь ими слушателей, сделать единомышленниками людей разных профессий. "Школа геохимии ландшафта" А.И. Перельмана объединяла геологов, гидрогеологов, геохимиков, географов, почвоведов, геоботаников, биогеохимиков, экологов. Им подготовлены десятки кандидатов наук и несколько докторов наук. Его отличала не только широта научных интересов и идей, он всегда знал и увлекательно рассказывал об истории и культуре народов тех районов, где проходили экспедиционные маршруты. А глубокое знание художественной литературы и особенно отечественной поэзии делало его всегда желанным и увлекательным собеседником.

Плодотворная научная деятельность А.И. Перельмана была отмечена Государственной премией СССР в области науки и техники, Премией Правительства Российской Федерации, золотыми медалями Ф.П. Литке Русского географического общества и ВДНХ. За участие в Великой Отечественной войне А.И. Перельман награжден орденом Отечественной войны 2-й степени, медалями "За доблестный труд в Великой Отечественной войне", "За трудовую доблесть" и юбилейными медалями.

А.И. Перельман вел большую общественную работу. Он был членом ученых советов ИГЕМ, ИМГРЭ, ВСЕГИНГЕО, Бюро секции РАЕН, председателем Комиссии геохимии ландшафта при Межведомственном совете по проблеме "Научные основы геохимических методов поисков месторождений полезных ископаемых", членом Научного совета при Академии наук СССР по проблеме "Научные основы преобразования природных ландшафтов", членом редакционных советов в издательствах "Недра" и "Высшая школа", почетным членом Русского географического общества, заслуженным Соросовским профессором.

А.И. Перельман – выдающийся отечественный геохимик. Оглядываясь сейчас на творчество А.И. Перельмана, которое в основном пришлось на вторую половину XX в., хорошо видно то выдающееся место, которое он занимает в науках о Земле. Он выполнил много конкретных геохимических исследований, ввел новые геохимические понятия и показатели, был одним из основателей новой науки – геохимии ландшафта,

академической и университетской Ландшафтно-геохимической научной школы, которая активно развивается. Но главное, что отличает творчество Александра Ильича, – это его творческий дух, который во многом способствовал вовлечению и развитию идей В.И. Вернадского в науки о Земле, в целый ряд научных направлений: гидрогеохимию, геохимию почв, кор выветривания и континентальных отложений, литологию, биогеохимию, общее почвоведение и географию почв, учение о полезных ископаемых. Есть все основания считать, что его имя стоит в одном ряду с выдающимися геохимиками нашего времени.

УДК 631.48

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МАГНИТНОЙ ВОСПРИИМЧИВОСТИ ДЛЯ ЭКСПРЕССНОЙ ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ГОРОДСКИХ ПОЧВ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

Водяницкий Ю.Н.(1), Савичев А.Т.(2)

(1) *МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: yu.vodyan@mail.ru*

(2) *Геологический институт РАН, Москва, e-mail: savichev.1947@mail.ru*

Городские загрязненные почвы многим отличаются от фоновых, незагрязненных. В городских почвах выше значения pH, часто легче гранулометрический состав и выше содержание органического вещества. Почвы загрязнены органическими и неорганическими поллютантами, среди последних высокой концентрации достигает содержание тяжелых металлов и металлоидов.

Меняется и минералогический состав почв, особенно минералов железа. Среди них наиболее заметно обогащение техногенным магнетитом Fe_3O_4, содержание которого достигает 3-4% и более, тогда как в фоновых почвах лесной и степной зон не превышает 0,05% [1]. Причина в том, что многие аэральные отходы индустрии (заводы черной и цветной металлургии, металлообрабатывающие заводы), энергетики, работающей на угле, а также эмиссии автомобилей содержат частицы магнетита.

Магнитная восприимчивость отражает степень загрязнения почвы магнетитом. Но вместе с магнетитом в почвы аэральным путем поступают и другие минеральные поллютанты, в первую очередь, тяжелые металлы. Поэтому магнитную восприимчивость используют как косвенный критерий загрязненности городских почв некоторыми тяжелыми металлами. Измерение магнитной восприимчивости – это быстрый, дешевый и высокочувствительный метод картирования загрязненности городских почв и идентификации источников загрязнения. Участки с повышенной величиной магнитной восприимчивости отличаются высоким содержанием некоторых тяжелых металлов. Индикационная роль магнетита хорошо изучена в разных городах мира [2-5]. Карты магнитной восприимчивости используют для выявления мест локального высокого загрязнения, требующего срочной ремедиации. Таким образом, магнетит в городских почвах представляет интерес как индикатор загрязнения почв тяжелыми металлами.

Наиболее изучено загрязнение городских почв магнетитом и тяжелыми металлами в более населенной европейской части России.

Череповец – крупнейший на северо-западе России индустриальный центр на западе Вологодской обл. Основа города – металлургическая и химическая промышленность: мощный металлургический комбинат ООО «Северсталь», а также завод по производству минеральных удобрений «ФосАгро АГ». Их удельный вес в экономике города составляет: металлургия - 67%, химическое производство - 29%. Максимальная удельная магнитная восприимчивость дерново-карбонатной почвы достигала $(2000\text{-}5000)\cdot10^{-8}$ м^3/кг на расстоянии до 5 км от границы комбината в его санитарно-охранной зоне и она снижалась экспоненциально по мере удаления. На расстоянии 14 км она составляла $(100\text{-}200)\cdot10^{-8}$ м^3/кг, а на фоне была всего $\sim25\cdot10^{-8}$ м^3/кг. Установлено существенное различие в значениях магнитной восприимчивости почв в зависимости от вида использования земли. На северной окраине города, где почву используют под огороды, магнитная восприимчивость в 2-3 раза ниже, чем в лесных почвах на южной окраине. Снижение восприимчивости огородной почвы связано в первую очередь с перемещением аэрального магнетита на глубину. Кроме того, способствует растворению магнетита активизация физико-химических и биологических процессов в пахотной почве.

На северной окраине Череповца и в его пригороде выявлена достоверная корреляция магнитной восприимчивости χ дерново-карбонатных почв с валовым содержанием

свинца (r = 0,99), хрома (r = 0,97) и цинка (r = 0,93). Связь χ с другими тяжелыми элементами была значительно слабее и недостоверная, для Mn (r = 0,54), или отсутствовала вовсе, для As (r = -0,22). На южной окраине города в лесных подзолистых почвах с магнитной восприимчивостью коррелирует только содержание хрома (r = 0,72), а связи с содержанием свинца и цинка недостоверные.

Чусовой – один из центров черной металлургии в Пермском крае. Валовой выброс загрязняющих веществ в атмосферу от стационарных источников промышленных предприятий здесь в 2005 г. составил 24.7 тыс. т. Тяжелые металлы поступают в природную среду от металлургического предприятия ОАО «Чусовской металлургический завод». Частицы атмосферных выбросов этого предприятия содержат тяжелые металлы, которые накапливаются в почвенном покрове города. Кроме того, почвы загрязнены шлаками металлургического завода, которые разбрасывались на некоторых городских участках, формируя техноземы.

Удельная магнитная восприимчивость магнетита Fe_3O_4 χ в загрязненных почвах варьирует от $31500 \cdot 10^{-8}$ м^3/кг до $50000\ 10^{-8}$ м^3/кг, составляя в среднем $(40800 \pm 3500) \cdot 10^{-8}$ м^3/кг. В моногороде Чусовом, где магнетит попадает в почву от единственного предприятия – металлургического завода, верхние горизонты почв загрязнены однотипным магнетитом, его магнитная восприимчивость варьирует слабо: *Cv* = 26%. Установлена высокая корреляция величины магнитной восприимчивости почв с валовым содержанием в них тяжелых металлов: марганца (r = 0,803), цинка (r = 0,767) и хрома (r = 0,776) [2]. Отметим, что валовое содержание цинка в городской почве достигает значения 340 мг/кг, превышая фон в 5 раз, а содержание хрома достигает 7450 мг/кг, что в 160 раз выше фона.

Пермь – центр тяжелой промышленности, прежде всего машиностроения. Здесь выпускается оборудование для металлургической, горнодобывающей и лесной промышленности, электротехнические изделия, авиамоторы, станки, речные суда. Развито химическое, нефтехимическое и нефтеперерабатывающее производство. Действуют крупный полиграфический комбинат, несколько ТЭЦ, автотранспортные предприятия, заводы строительной индустрии.

Магнитная восприимчивость магнетита в почвах оказалось невысокой: в среднем $(32800 \pm 7660) \cdot 10^{-8}$ м^3/кг, это ниже, чем для большинства почв Чусового $(40800 \pm 3500) \cdot 10^{-8}$ м^3/кг. Другая характерная черта магнетита в почвах Перми – широкое варьирование его магнитной восприимчивости: от 14800 до $53200 \cdot 10^{-8}$ м^3/кг, что определяет высокий коэффициент вариации *Cv* = 52%. Самые загрязненные участки в городе с магнитной восприимчивостью свыше $300 \cdot 10^{-8}$ м^3/кг прилегают к цехам ООО «Мотовилихинские Заводы» с очень давней историей. В других частях города магнетит аккумулируется в узкой зоне вблизи автомобильных дорог: здесь магнитная восприимчивость в среднем $320 \cdot 10^{-8}$ м^3/кг, что в три раза выше, чем внутри жилых кварталов ($110 \cdot 10^{-8}$ м^3/кг) и парках $95 \cdot 10^{-8}$ м^3/кг. На улицах с интенсивным движением магнитная восприимчивость почв была на $65 \cdot 10^{-8}$ м^3/кг выше, чем на улицах со слабым движением транспорта [3].

Подсчитаны коэффициенты корреляции валового содержания тяжелых металлов с двумя видами магнитной восприимчивости: объемной (к), измеряемой в поле, и удельной (χ), после высушивания и измельчения почвы в лаборатории [4]. Максимальные коэффициенты корреляции получены для никеля (табл.). Как видно, магнитная восприимчивость достоверно отражает загрязнение почв Перми никелем, хромом и цинком.

Коэффициенты корреляции валового содержания тяжелых металлов выше при использовании удельной магнитной восприимчивости, измеряемой в лаборатории, чем объемной восприимчивости, измеряемой в поле. Это различие не случайно. Такое же различие в достоверности связи содержания тяжелых металлов с разными видами магнитной восприимчивости выявили чешские ученые в слабозагрязненных флювисолях

на берегу р. Литавка [5]. Так, содержание Cu и Fe не коррелировало с объемной магнитной восприимчивостью, но достоверно коррелировало с величиной удельной магнитной восприимчивости. Это явление чешские ученые объясняют более точным определением магнитной восприимчивости в лаборатории, где учитывается масса образца.

Таблица

Коэффициенты корреляции r между валовым содержанием тяжелых металлов и магнитной восприимчивостью в верхних горизонтах почв (n=62)

Магнитная восприимчивость	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb	Cr
Объемная	0,13	0,71**	0,32	0,59**	0,15	0,63**
Удельная	0,02	0,85**	0,39	0,63**	0,49*	0,69**

Примечание. * - значимы с P=0,95; ** - значимы с P=0,99

Но на наш взгляд, более важным является минералогическое различие в состоянии исследуемых образцов почвы. Очевидно, что связь магнитной восприимчивости (как меры содержания техногенного магнетита) с поллютантами (тяжелыми металлами) ослабевает при наличии в почве природного сильномагнитного минерала. Стабильные природные минералы железа (гематит, гетит, ферригидрит и др.) имеют низкую магнитную восприимчивость и не способны сильно влиять на магнитную восприимчивость городской почвы, обогащенной техногенным магнетитом. Но в увлажненных почвах образуется эфемерный гидроксид железа – грин раст с высокой магнитной восприимчивостью. Он неустойчив и быстро окисляется на воздухе при высушивании образца. Грин раст способен завышать объемную магнитную восприимчивость влажной почвы, измеренную в поле. Но величина удельной магнитной восприимчивости сухой почвы в лаборатории вклад грин раста не учитывает, и вклад техногенного магнетита, соответственно, возрастает.

Таким образом, в величине удельной магнитной восприимчивости почвы исключается вклад природного сильномагнитного грин раста и повышается доля техногенного магнетита. Этим и объясняется повышение достоверности связи удельной магнитной восприимчивости почвы с содержанием тяжелых металлов в загрязненных почвах.

Данное явление трудно оценить при использовании разных приборов в поле и в лаборатории. Но определение объемной магнитной восприимчивости влажной почвы в разрезе, с последующим изъятием того же образца с ненарушенным сложением и повторным определением через 2-3 часа объемной магнитной восприимчивости позволило выявить искажающее влияние эфемерного грин раста. Такие исследования, выполненные нами на буроземах тяжелого гранулометрического состава, показали снижение магнитной восприимчивости высушенной почвы на 10-25%. Высушивание сопровождалось изменением цвета почвы – ее побурением.

Подведем итоги. Ценность полевого измерения объемной магнитной восприимчивости как экспрессного метода оценки загрязнения городских почв тяжелыми металлами, уступает менее экспрессному методу определения удельной магнитной восприимчивости. В особенности определение удельной магнитной восприимчивости у высушенных образцов оправдано для картографирования городских территорий в гумидных регионах, где собственно и образуется высокомагнитный грин раст. Но в засушливых регионах, где грин раст не образуется, преимущества определения удельной магнитной восприимчивости нивелируются с полевым определением объемной магнитной восприимчивости.

Авторы благодарят Е.С. Лобанову и А.Н. Чащина, предоставивших образцы почв из Перми и Чусового для анализа и участвовавших в исследованиях.

Литература

1. Водяницкий Ю.Н. Минералы железа в городских почвах // Почвоведение. 2010. № 12. С. 1519-1526.

2. Чащин А.Н. Оксиды железа и тяжелые металлы в загрязненных металлургическим производством почвах г. Чусовой (Среднее Предуралье). Автореф. дисс. к. б.н. Уфа, 2010. 26 с.

3. Лобанова Е.С. Магнитная восприимчивость и эколого-геохимическая оценка почвенного покрова урбанизированных территорий восточной окраины Русской равнины (на примере г. Перми). Автореф. дисс. к.б.н. Уфа, 2013. 25 с.

4. Водяницкий Ю.Н., Васильев А.А., Лобанова Е.С. Загрязненность тяжелыми металлами и металлоидами почв г. Пермь // Агрохимия. 2009. № 4. С. 60-68.

5. Dlouha S., Petrovski E., Kapicka A., Boruvka L., Ash C., Drabek O. Investigation of polluted alluvial soils by magnetic susceptibility methods: a case study of the Litavka river // Soil Water Res. 2013. V. 8. P. 151-157.

УДК 550.41:[553.2(25+26)]

РОЛЬ ГЕОХИМИЧЕСКИХ БАРЬЕРОВ В ФОРМИРОВАНИИ СУЛЬФИДНОГО ОРУДЕНЕНИЯ НА КОНТИНЕНТЕ И В ОКЕАНЕ

Габлина И.Ф.

Геологический институт РАН, Москва, e-mail: gablina@ilran.ru

Введение. Многолетние исследования закономерностей распространения, вещественного состава и условий образования месторождений медистых песчаников и сланцев показали, что основными факторами образования рудоносных растворов являются процессы взаимодействия вода-порода, а локализация сульфидных руд происходит на восстановительных сероводородных барьерах. Эти представления были заложены крупными российскими и зарубежными исследователями (А.И. Перельман, А.И. Германов, Е.А.Басков, С.Р. Крайнов, Б.Н. Рыженко, Л.М. Лебедев, А.М. Лурье, Л.Б. Густафсон, Н. Уильямс, A.W.Rose, W.S. White и др.) и получили развитие в наших работах [2, 3 и др.]. Важнейшее место в этом ряду занимают труды А.И.Перельмана [6, 7], разработавшего учение о геохимических барьерах и применившего его к расшифровке генезиса стратиформных месторождений, в том числе месторождений медистых песчаников (на примере Джезказгана).

Открытие современных сульфидных руд на дне океана позволило изучать процесс рудообразования путем непосредственных наблюдений, замеров физико-химических параметров и исследования состава рудоносных растворов. Было установлено, что это кислые (pH 2-4) восстановительные гидротермальные (T до 350-400^{0}C) растворы, содержащие CH_4, CO_2, H_2S, He, Fe, Cu, Zn, Pb, Si [4, 5 и др.]. Согласно существующим представлениям (рециклинговая модель), подтвержденным компьютерным моделированием, гиротермальные растворы формируются при взаимодействии морской воды с породами ложа океана. Преобразованная морская вода, разогретая вблизи магматической камеры, образует гидротермальные конвективные потоки. Формирование сульфидных руд происходит на геохимическом барьере, образующемся в зоне смешения кислых гидротермальных рудоносных растворов с холодной морской водой, содержащей кислород, SO_4. Рудообразование происходит как в зоне выхода гидротермальных источников на морское дно («черные курильщики»), так и в «подповерхностной зоне» [1, 8 и др.].

Материалы и методы. Объектами исследований служили разновозрастные месторождения медистых песчаников и сланцев – Удокан (Pt_1?), Джезказган в Казахстане (C_{2-3}), Западное Приуралье, Любин-Серошовице в Польше, Мансфельд в Германии (P_2) и др. По зарубежным месторождениям – Уайт-Пайн (США), Медный пояс Африки, использованы опубликованные материалы.

Современные сульфидные руды, рудоносные и фоновые осадки изучены в зоне 13-20^{0}с.ш. Срединно-Атлантического хребта (гидротермальные поля Ашадзе-1, Семенов-4, Зенит-Виктория, Петербургское, Победа) по материалам рейсов нис «Профессор Логачев» ФГУНПП «Полярная морская геологоразведочная экспедиция» в Российском разведочном районе.

Был проведен комплекс исследований, включающий литологические, биостратиграфические, геохимические, физико-химические (замеры температуры и Eh-pH – параметров рудоносных и фоновых осадков в рейсе) методы, в сочетании с минералогическими, минераграфическими, электронно-микроскопическими, электронно-зондовыми, рентгеновскими и химическими методами исследования осадков и руд, что позволило применить системный подход к изучению условий осадко- и рудообразования.

Результаты исследований и обсуждение. *Месторождения медистых песчаников и сланцев*. Нами установлены следующие закономерности распространения медистых песчаников и сланцев:

- Связь с красноцветными молассовыми формациями.
- Контроль оруденения проницаемостью красноцветных отложений.
- Приуроченность к склонам поднятий
- Локализация оруденения на сероводородных геохимических барьерах.
- Специфический минеральный состав руд (минералы систем Cu-S и Cu-Fe-S, сульфиды Pb и Zn).
- Присутствие минералов-индикаторов, указывающих на формирование руд в температурных условиях зоны катагенеза вмещающих пород.
- Однотипная зональность оруденения, отражающая смену физико-химических параметров в направлении от красноцветных отложений к восстановительному геохимическому барьеру.
- Наличие низкотемпературных околорудных изменений.

Независимо от возраста и степени метаморфизма вмещающих пород руды медистых песчаников и сланцев локализуются либо в самих красноцветных толщах, либо в базальных горизонтах, перекрывающих их морских сероцветных отложений. Это объясняется геохимическими особенностями меди и вмещающих оруденение отложений. Медь подвижна в слабо окислительной обстановке, характерной для континентальных красноцветных формаций. С позиции физической химии красноцветные отложения – это область устойчивости Fe^{3+}. В пределах этой области находятся все известные в природе формы меди – двухвалентная, одновалентная, металлическая и сульфидная. В пластовых водах красноцветных формаций, сформированных в континентальных условиях, обычно присутствует хлор-ион, с которым Cu^{+} образует водорастворимые комплексы. В настоящее время общепризнано, что основной формой переноса меди и других цветных металлов в водных растворах являются комплексные соединения. Слабо окислительные, богатые Cl-ионом воды выщелачивают из пород полезные компоненты (Cu, Pb, Zn) и переносят их в виде хлоридных комплексов. Таким образом, в результате взаимодействия пород с инфильтрующимися сквозь них пластовыми водами формируются рудоносные растворы. Осаждение металлов происходит в сульфидной форме в восстановительной сероводородной среде (на сероводородном геохимическом барьере). Изотопные данные указывают на биогенное происхождение сульфидной серы в рудах. Нами показано, что существует два типа барьеров – сингенетические и эпигенетические. Образование первых связано с накоплением органического вещества одновременно с осадками, а вторых – с поступлением восстановителей (углеводородов, H_2S) на стадиях катагенеза в уже сформированные породы. Последовательность осаждения сульфидов Cu-Fe соответствует их физико-химической устойчивости (от халькозина до пирита со снижением Eh от красноцветных пород к восстановительному сероводородному барьеру).

Современные сульфидные руды и рудоносные осадки океана. Изученные гидротермальные рудные поля расположены на бортах рифтовой долины САХ в районе от 13° (рудный узел Семенов) до 20°08′с.ш. (поле Петербургское) на глубинах от ≈ 2400 до 4200 м. Активные гидротермальные постройки зафиксированы в пределах гидротермальных узлов Семенов и Ашадзе. На остальных они не установлены, но на некоторых зафиксированы гидрофизические аномалии, иногда – гидротермальная фауна. В строении рудных полей принимают участие базальты, габбро и перидотиты, карбонатные, металлоносные и рудоносные осадки с включениями сульфидных руд. Рудные тела представляют собой реликтовые и активные трубообразные постройки на поверхности дна, а также разрозненные группы гидротермальных сульфидных (сульфиды Fe, Cu-Fe, Zn) построек в рудоносных осадках. На поверхности осадков они проявле-

ны в виде невысоких, обычно погребенных холмов или не выраженных в рельефе пятен гидротермально измененных осадков бурого и зеленого цвета. Возраст сульфидных руд, определенный ^{230} Th/U методом, колеблется от менее 2-60 тыс. лет (Зенит-Виктория) до 37-124 тыс. лет (Семенов). Фоновые карбонатные (до 75-90% $CaCO_3$) осадки представлены кальцитовыми раковинами фораминифер, кокколитов и птеропод с примесью глинистого и эдафогенного материала. Они имеют максимальную вскрытую мощность 100-150см, а по геофизическим данным до 6-10 м, распространены на периферии рудных полей и за их пределами. Возраст осадков голоцен-позднеплейстоценовый (0-128 тыс. лет). В металлоносных, и особенно в рудоносных осадках карбонатность существенно снижается (до 0-нескольких %) и возрастает содержание рудных элементов: в металлоносных – Fe≥10%, Cu + Zn < 0,25%; в рудоносных – Fe 10–30%, Cu + Zn ≥ 0,25% (в пересчете на бескарбонатное вещество).

При изучении сульфидных руд, рудоносных и фоновых осадков нами установлены следующие закономерности.

- Сокращение мощности осадков, залегающих над сульфидными постройками или включающими их до 35-60 см (вероятно, за счет растворения первичного биогенного кальцита).
- Признаки метасоматического замещения осадков сульфидами и другими гидротермальными минералами.
- Наличие продуктов переотложения растворенного биогенного кальцита в виде арагонитовых корок с гидроксидами Fe и Mn на поверхности осадков, включающих сульфидные постройки.
- Наличие вертикальной и латеральной минерально-геохимической зональности в рудоносных осадках вокруг рудных тел – снизу вверх по разрезу осадков существенно сульфидный и сульфидно-баритовый парагенезисы новообразованных минералов сменяются оксидным (гидроксиды железа, железистый опал и др.) и оксидно- хлоридным (гидроксиды железа и марганца, атакамит и др.), а с удалением от рудных тел – оксидным (гидроксиды железа и марганца). Такая зональность отражает падение температуры и рост окислительного потенциала вверх по колонке осадков и на флангах рудных тел.
- Резкое отличие рудоносных осадков от фоновых по физико-химическим характеристикам их поровых вод – Eh и pH поровых вод фоновых осадков близко к показателям морской воды, а в рудоносных осадках – приближается к физико-химическим параметрам гидротермальных растворов.
- Наличие в кровле и на стенках сульфидных построек корок закаливания, а вокруг рудных тел – зон околорудных изменений.

Заключение. Проведенные исследования приводят к выводу, что формирование значительной части сульфидных руд и рудоносных осадков этой зоны САХ происходило под воздействием гидротермальных растворов диффузного типа, просачивающихся в биогенные карбонатные донные илы из пород субстрата. Минералообразование происходит на геохимическом барьере, в зоне взаимодействия металлоносных флюидов, морской воды, насыщающей осадки, и неустойчивого в кислой среде биогенного кальцита осадков. Карбонатные донные илы служат и геохимическим барьером (присутствие реакционноспособного карбонатного материала), и физическим – затрудняющим быструю миграцию рудоносных растворов и способствующим осаждению и накоплению полезных компонентов. На начальных этапах за счет метасоматического замещения отдельных раковин микроорганизмов формируются рудоносные и/или металлоносные осадки. Длительное воздействие гидротерм приводит к полному растворению осадочного карбонатного материала и формированию на его месте сульфидных построек и/или плитообразного цоколя «черных курильщиков». Сами «черные курильщики» формируются в участках действия высоконапорных источников фокусирован-

ного типа. Переотложение биогенного кальцита, растворенного диффузными потоками, происходит на поверхности осадков (морском дне) в виде арагонитовых корок, обогащенных гидроксидами Fe и Mn. Масштаб оруденения обусловлен мощностью осадков, площадью их распространения и длительностью воздействия на них рудоносных растворов. Это новый взгляд на условия формирования рудоносных океанских осадков и сульфидных руд. Ранее основным механизмом образования металлоносных и рудоносных осадков считалось осаждение рудных минералов из взвесей гидротермального плюма, сформированного «черными курильщиками» в толще океанской воды, а включения массивных сульфидных руд в осадках рассматривались лишь как продукты разрушения поверхностных построек. Полученные результаты расширяют перспективы рудных районов Океана за счет возможности обнаружения новых гидротермальных рудных полей, представленных рудоносными осадками.

Рассмотренные материалы подтверждают, что решающую роль при формировании сульфидных месторождений как на континенте, так и в океане на разных этапах развития Земли играют геохимические барьеры.

Материал для исследований получен в рейсах НИС «Профессор Логачев», которые были организованы ФГУНПП «Полярная морская геолого-разведочная экспедиция» и финансировались Федеральным агентством по недропользованию природных ресурсов и экологии РФ. Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ: гранты № 08-05-00799; 11-05-01117; 14-05-00480.

Литература

1. Богданов Ю.А., Леин А.Ю., Богданова О.Ю., Ульянова Н.В. Диффузные потоки высокотемпературных растворов и их роль в формировании гидротермальной залежи // Океанология. 2012. Т. 32. № 5. С. 709-720.

2. Габлина И.Ф. Условия меденакопления в красноцветных континентальных формациях. М.: Наука, 1983.

3. Габлина И.Ф., Малиновский Ю.М. Периодичность меденакопления в осадочной оболочке Земли // Литология и полезные ископаемые. 2008. № 2. С.155-173.

4. Гричук Д.В. Термодинамические модели субмаринных гидротермальных систем. М.: Научный мир, 2000.

5. Гурвич Е.Г. Металлоносные осадки Мирового океана. М.: Научный Мир, 1998.

6. Перельман А.И. Некоторые вопросы геохимии катагенеза в осадочных месторождениях типа медистых песчаников. М.: Изд-во АН СССР, 1959. С. 1-21.

7. Перельман А.И. Геохимия эпигенетических прцессов. М.: Недра, 1968.

8. Zierenberg R., Koski R.A., Morton J.L., et al. Genesis of massive sulfide deposits on a sediment-covered spreading center, Escanaba Trough, southern Gorda Ridge // Economic Geology. 1993. Vol. 88. N 8. P. 2069-2098.

УДК 631.4:632.125

МЕХАНИЧЕСКАЯ МИГРАЦИЯ ВЕЩЕСТВА ПОЧВ: ФАКТОРЫ И ПАРАМЕТРЫ ПРОЯВЛЕНИЯ

Геннадиев А.Н., Жидкин А.П., Кошовский Т.С., Смирнова М.А., Ковач Р.Г.
МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: gennad@mail.ru

Среди различных форм миграции почвенного вещества механическая миграция по объемам транспортировки материала и скорости проявления часто занимает ведущее место [1]. Однако специалисты в области геохимии ландшафтов уделяют ей значительно меньшее внимание, чем другим формам миграции – физико-химической или биогенной. Между тем, как отмечал А.И. Перельман, перемещение частиц во взвешенной форме дифференцированно влияет на вынос и аккумуляцию веществ различного химического состава, в результате чего «механическая миграция приводит к глубоким химическим изменениям в ландшафте» [2, с. 124].

Целью данного сообщения является представление и характеристика наиболее показательных ситуаций, иллюстрирующих особенности миграции и аккумуляции твердофазного вещества почв в пределах ландшафтно-геохимических арен и почвенно-геохимических катен различных пространственных положений и масштабов. Для достижения этой цели исследовались почвы и их сопряжения, приуроченные к балочным водосборам и карстовым воронкам. Для оценки объемов и темпов латеральной миграции твердофазных продуктов почвообразования использовался метод магнитного трассера [3, 4, 5]. Сущность метода заключается в количественном учете содержания в почвах сферических магнитных частиц (СМЧ), которые перераспределяются в почвенном покрове в результате механической миграции.

1) Пространственная локализация ареалов рассеяния и накопления твердофазного вещества почв в пределах ландшафтно-геохимической арены была исследована на примере малого водосбора, приуроченного к бассейну балки, расположенной в Плавском районе Тульской обл. (рис. 1). Участки водосбора со значимым превышением средней величины концентрации сферул в почвах (более чем на 0,5 единиц) рассматривались как ареалы аккумуляции твердофазного вещества (А); участки с концентрацией сферул ниже их среднего содержания – как ареалы рассеяния (Р) (рис. 1). Было показано, что ареалы рассеяния и аккумуляции почвенного вещества находятся в генетической сопряженности друг с другом и являются одной из составляющих миграционной структуры ландшафтно-геохимической арены. Проявление ареалов на территории водосбора имеет спорадический характер и многофакторную природу. Ареалы рассеяния и аккумуляции могут быть расположены и на верхних, и на средних, и на нижних частях склонов, на приводораздельных (пригребневых) поверхностях, на участках различной экспозиции. Происхождение ареалов обусловлено суммарным результатом взаимодействия таких факторов, как длина и экспозиция склона, уклон и форма поверхности, структура пространственного сопряжения различных ареалов, варьирование несущей способности водного потока на дистанции его продвижения, наличие барьеров и др. Различные сочетания указанных факторов определяют доминирование при формировании ареала того или иного из факторов.

Общая площадь выявленных ареалов рассеяния составила 35% от территории водосбора; площадь, занятая ареалами аккумуляции – 26%. На долю транзитно-буферного пространства приходится 39% территории. Соотношение площадей различных функциональных зон выступает как одна из специфических составляющих миграционной структуры ландшафтно-геохимической арены. Второй составляющей яв-

ляется параметризированная характеристика почвенных катен, находящихся в пределах арены.

2) Параметризация почвенных катен по таходинамическим характеристикам механической миграции вещества почв проводилась на модельных участках в различных природных зонах. Один их них располагался в Шебекинском районе Белгородской области.

Исследовались площадки с пашнями разного возраста освоения: 150-летнего, 100-летнего. На основе метода магнитного трассера установлено, что на склонах разных экспозиций на 100 летней пашне темпы механической миграции вещества почв варьировали от 3,2 до 6,5 т/га в год, на 150-летней пашне – от 6,6 до 8,6 т/га в год.

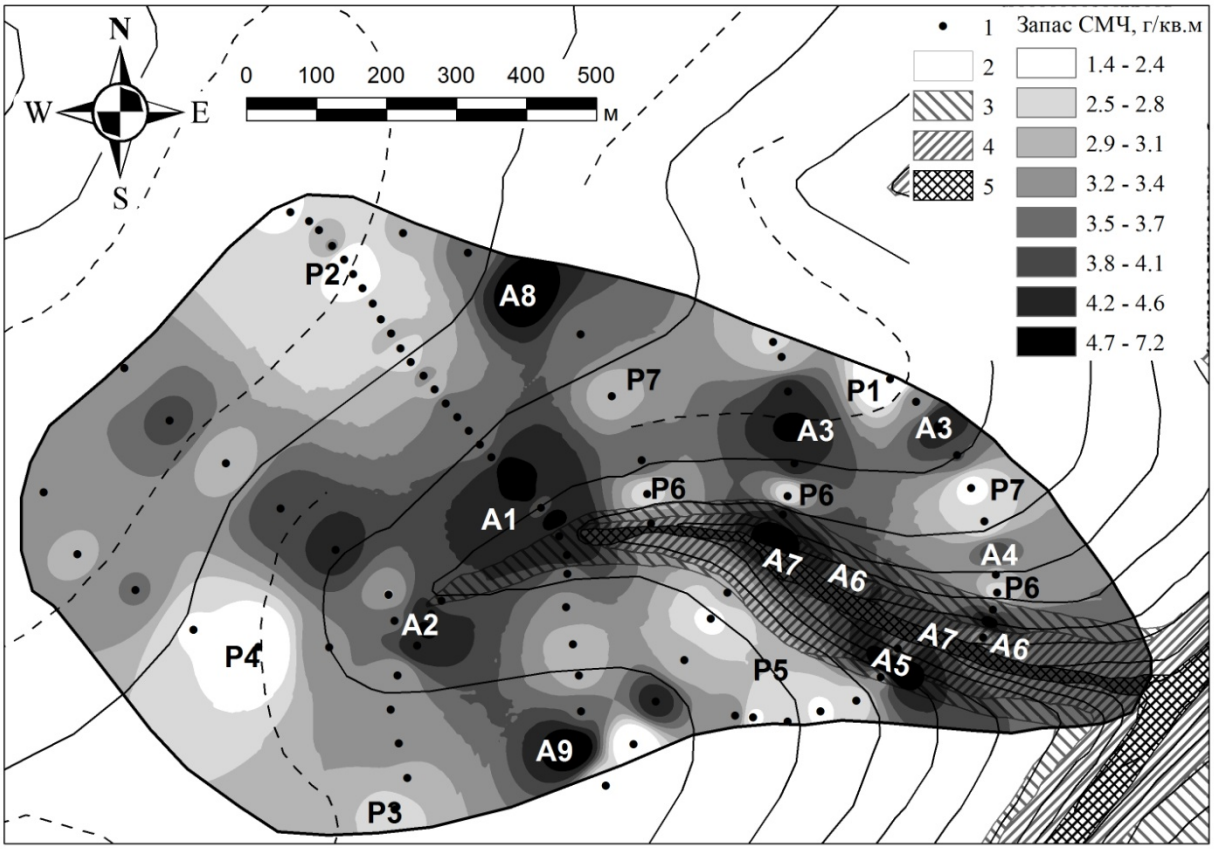


Рис. 1. Запасы сферических магнитных частиц в слое 0–25 см. Условные обозначения: *1* – точки отбора проб; *2* – пашня, пологие склоны; *3* – залежь, покатые склоны; *4* – луг, крутые склоны балки; *5* – луг, днище балки

Меньшая степень интенсивности миграции вещества почв на 100-летней пашне, чем на 150-летней пашне, более четко проявилась при сравнении почв склонов одинаковых экспозиций: соответственно 6,5 и 8,6 т/га в год на склонах южной экспозиции и 3,2 и 6,6 т/га в год на склонах северной экспозиции. Также установлено, что темпы выноса твердофазного вещества почв за пределы катенарных сопряжений на более молодой пашне составляли 3,5-5,1 т/га в год, в то время как на старо-освоенных пахотных участках были заметно выше – от 6,6 до 8,3 т/га в год (рис. 2).

Установленное явление уменьшения темпов латеральной миграции твердофазного вещества почв в среднем за 100-летний период распашки, по сравнению со 150-летним периодом, вероятно, обусловлено потеплением климата и резким сокращением поверхностного стока во время весеннего снеготаяния в последние десятилетия. Поскольку вклад последних десятилетий в средние темпы миграции вещества почв за последние 100 лет определенно выше, чем за последние 150 лет, то средние темпы лате-

ральной механической миграции вещества почв за 150 летний период оказываются выше, чем за 100-летний период времени.

Также выявлены повышенные темпы механической миграции вещества почв на склонах южной экспозиции относительно северной: различия составляют 1,3-2 раза. Так, на 100-летней пашне на склоне южной экспозиции темпы механической миграции почв составили 6,5 т/га в год, а на склоне северной экспозиции 3,2 т/га в год. На 150 летней пашне на склоне южной экспозиции – 8,6 т/га в год, а на склоне северной экспозиции – 6,6 т/га в год. Обобщение полученных нами данных по Тульской, Курской и Белгородской областям, позволило выявить определенный зональный тренд в изменении количественной характеристики экспозиционного эффекта при проявлениях латеральной механической миграции вещества почв. В ряду этих областей указанный экспозиционный эффект направленно ослабевает: в Тульской области различия составляют 6 раз, в Курской области – 2,5 раза, а в Белгородской области лишь 1,3-2 раза. Сравнение проводилось для на сходных по морфологии склонов.

На исследованных склонах в пределах почвенных катен был проведен анализ локализации зон выноса и аккумуляции твердофазного вещества почв (рис. 2).

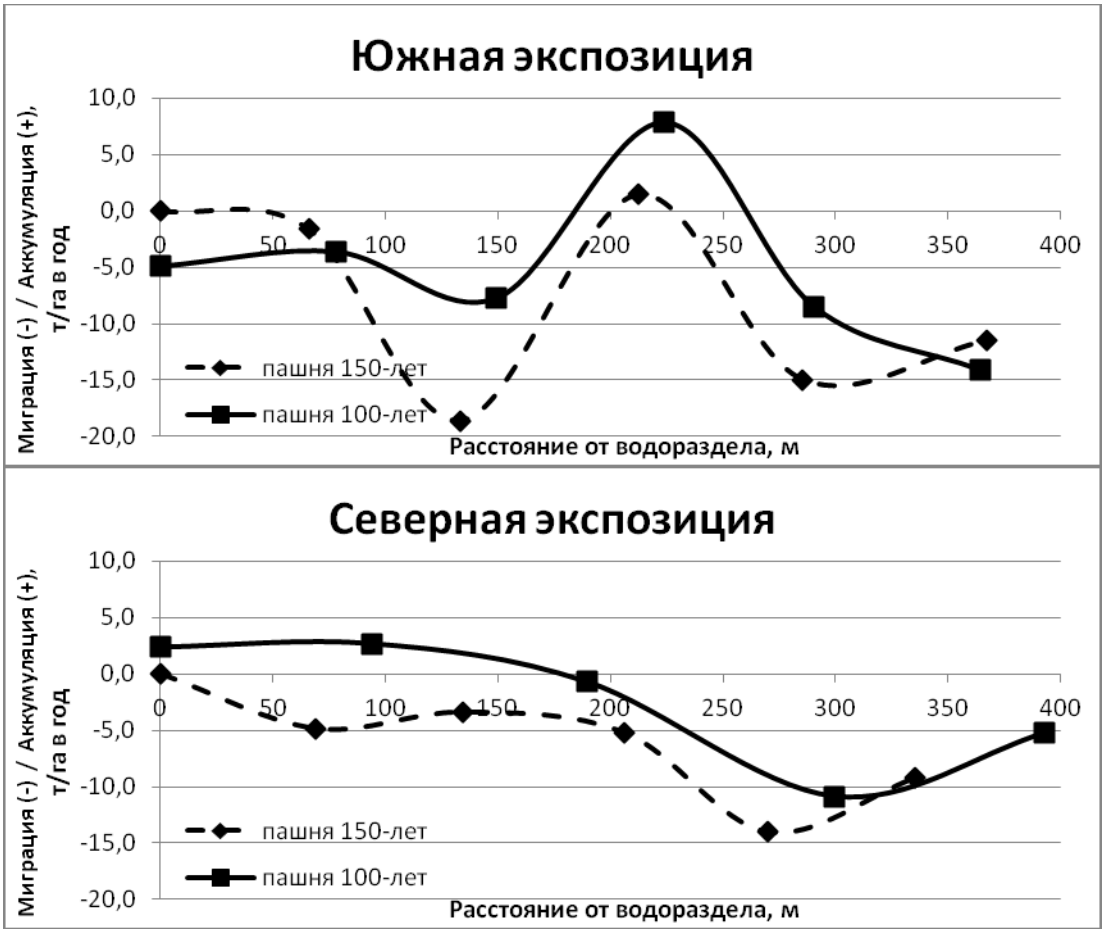


Рис. 2. Темпы механической миграции вещества почв на разновозрастных пашнях на склонах разных экспозиций

Выделены сегменты катен с различными проявлениями темпов выноса и аккумуляции твердофазного вещества почв: *прогрессивно-миграционный сегмент* – участок склона, на котором преобладает вынос твердофазного вещества почв и при движении вниз по склону темпы миграции вещества почв возрастают; *регрессивно-миграционный сегмент* – участок склона, на котором преобладает вынос твердофазного вещества почв и при движении вниз по склону темпы миграции вещества почв уменьшаются; *стационарно-миграционный сегмент* – участок склона, на котором по всей длине отме-

чаются практически одинаковые темпы миграции вещества почв, более 3 т/га в год; *аккумулятивный сегмент* – участок склона, на котором преобладает аккумуляция твердофазного вещества почв; *стационарный сегмент* – участок склона, на котором отсутствует вынос или аккумуляция твердофазного вещества почв (не более 2-3 т/га в год), данный сегмент обычно приурочен к приводораздельным участкам.

В пределах изученных склонов отмечается «волнообразный» характер смен зон с разными темпами миграции и аккумуляции вещества почв. В целом исследованные склоны южных экспозиций характеризуются более частой сменой и меньшой протяженностью выделенных сегментов.

3) В пределах микроарен карстовых воронок рассчитывался миграционный баланс твердофазного вещества почв. Карстовые воронки являются ландшафтно-геохимическими микроаренами, и благодаря своей компактности и высокой динамичности денудационных явлений представляют удобные модели для познания особенностей миграции твердофазного вещества почв. Исследования проводились на ключевых участках «Кунгур» и «Камаи», расположенных на юго-востоке Пермского края в окрестностях города Кунгур в пределах реликтовой лесостепной области Предуралья.

Установлено, что суммарное количество выпавших СМЧ из атмосферы превышает суммарное количество СМЧ, находящихся в почвах склонов. В карстовых воронках с незакольматированным понором отношение разницы между количеством СМЧ, выпавших из атмосферы, и количеством СМЧ, находящихся в почве, к суммарному количеству СМЧ, поступивших из атмосферы, составляет в воронках разного размера от 41% до 59%. Таким образом, за пределы склоновых сопряжений почв карстовых воронок осложненных понором, вынесено более 40% от всего почвенного материала, участвовавшего в эрозионных процессах за последние 100 лет, что соответствует ежегодному выносу около 0,2 т вещества с поверхности средней карстовой воронки и 1,3 т с поверхности большой карстовой воронки.

Средние скорости латерального переноса твердофазного вещества почв на ключевых участках «Камаи» и «Кунугр» составляют 8-11 т/га в год и 12–15 т/га в год, соответственно. В пределах склонов карстовых воронок максимальная скорость выноса может наблюдаться как в средних частях склонов, так и в верхних частях склонов и достигать 17-20 т/га в год. Скорость аккумуляции вещества почв в пределах нижних частей склонов карстовых воронок с закольматированным понором растет от карстовой воронки с наименьшими размерами до карстовой воронки с наибольшими размерами и соответственно составляет от 20-30 до 50-60 т/га в год. При увеличении размера воронки происходит значительное увеличение площади верхних и средних частей склонов воронки (эродируемых поверхностей), и относительно небольшое увеличение площади нижних частей склонов (поверхности аккумуляции). В случае воронок с незакольматированным понором минимальная скорость аккумуляции составляет 10-15 т/га в год и наблюдается в нижней части склона большой карстовой воронки.

Расчет балансов содержания СМЧ в почвах карстовых воронок показал, что поверхность карстовых воронок в основном подвержена процессам выноса твердофазного вещества почв; аккумуляция почвенного материала происходит только в нижних частях склонов воронок и в подземных полостях в случае воронок, осложненных понорами.

Литература

1. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта: Учебное пособие. Издание 3-е, переработанное и дополненное. М.: Астрея-2000, 1999.798 с.

2. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.: Высшая школа, 1961. 496 с.

3. Геннадиев А.Н., Олсон К.Р., Чернянский С.С., Джонс Р.Л. Количественная оценка эрозионно-аккумулятивных явлений в почвах с помощью техногенной магнитной метки // Почвоведение. 2002. № 1. С. 21–32.

4. Olson K.R., Gennadiyev A.N., Jones R.L., Chernyanskii S.S. Erosion patterns on cultivated and forested hillslopes in Moscow Region, Russia // Soil Science Society of America J. 2002. V. 66. P. 193–201.

5. Жидкин А.П. Количественная оценка механической миграции вещества методом магнитного трассера: Автореф. дис. … канд. геогр. наук. М.: МГУ, 2010. 26 с.

УДК 504.61

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БУФЕРНОСТЬ ЭКОСИСТЕМ К КОМПОНЕНТАМ РАКЕТНОГО ТОПЛИВА В РАЙОНАХ ПАДЕНИЯ СТУПЕНЕЙ РАКЕТ-НОСИТЕЛЕЙ

Кречетов П.П., Королева Т.В.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: krechetov@mail.ru, korolevat@mail.ru

Экосистемы являются сложным, многокомпонентным и многофункциональным природным образованием. Их благополучное развитие определяется способностью входящих в них компонентов противостоять внешним факторам воздействия. От буферности компонентов экосистем зависит их стабильность и устойчивость функционирования при возникновении внешнего негативного воздействия. Понятие устойчивость широко используется как при изучении природных геосистем, так, и особенно, при изучении техногенного влияния.

В научной литературе рассматривается несколько типов устойчивости. Резистентная устойчивость отражает способность экосистемы или входящих в нее компонентов сохранять свою структуру и параметры функционирования при внешней нагрузке. Равновесная устойчивость охарактеризует способность экосистемы и ее компонентов восстанавливать свою структуру или функционирование после нарушений, вызванных внешним воздействием. Адаптационная устойчивость – способность биокосной системы переходить в новое термодинамически устойчивое состояние, при котором происходит компенсация одних структурных компонентов и процессов массо- и энергообмена другими. Однако поскольку отдельные параметры природной системы будут изменены, то при адаптации фактически формируется экосистема с параметрами функционирования, отличными от исходных.

Для экосистем низшего уровня – биогеоценозов (фаций) – под устойчивостью понимают способность экосистемы сохранять внутреннюю структуру, а также оптимальную амплитуду колебаний собственных свойств в условиях изменения структуры и амплитуды колебаний свойств внешней среды. На этом уровне устойчивость рассматривается как свойство объекта возвращаться в исходное состояние после прекращения действия нагрузки [2].

Несовершенство методов оценки состояния экосистем привело к появлению менее строгих терминов. М.А. Глазовской (1997) при оценке устойчивости почв к химическому загрязнению предложены новые понятия – «эколого-геохимическая чувствительность или сенсорность» и «техногенная геохимическая консервативность почв» [1]. Эколого-геохимическая чувствительность почв характеризует их способность реагировать на химические воздействия. Регистрируется как положительный отклик экосистемы, реакция на улучшение среды обитания, так и отрицательный, связанный с проявлением токсических эффектов. Под техногенной геохимической консервативностью понимается стабильность посттехногенного состояния почв. Данный термин может быть использован как синоним адаптационной устойчивости.

Очень близким к понятию «сенсорность» можно считать понятие «уязвимость». Под уязвимостью почв понимается чувствительность средообразующего компонента экосистем к поступлению загрязняющих веществ, которая зависит от внутренних параметров функционирования педосистемы [5]. Часто уязвимость рассматривается как характеристика почв, отражающая их внутренние свойства, которые контролируют накопление и перераспределение загрязняющих веществ в профиле почв [3]. Степень уязвимости в этом случае предлагается определять через такие почвенные характеристики как содержание органического вещества, глины, карбонатов; глубина профиля и дренажные свойства.

Исследования оценки уязвимости окружающей среды к антропогенному воздействию, проведенные методом многофакторного анализа всех компонентов среды, показали, что уязвимость экосистем, в первую очередь, зависит от внутренних характеристик изучаемых объектов, а не от природы загрязнителя [5].

Отсутствие достоверных критериев, позволяющих идентифицировать стабильность структуры и функционирования экосистем, а также наличие феномена адаптационной устойчивости требует использования менее строгого термина, характеризующего способность экосистем противостоять внешнему воздействию. В качестве такого параметра предлагается использовать термин буферность – способность экосистем и их компонентов снижать негативные последствия для биотического компонента при антропогенном воздействии.

Анализ литературных данных показал, что при химическом загрязнении буферность экосистем и их компонентов по отношению к внешним воздействиям обеспечивается различными механизмами, которые можно объединить в следующие группы:

- снижением содержания биологически доступных форм загрязняющих веществ в результате иммобилизации их в малоподвижные соединения;
- скоростью процессов химических и биологических трансформаций веществ в нетоксичные соединения;
- интенсивностью выноса веществ за пределы экосистемы.

Таким образом, оценка буферности предполагает комплексную характеристику экосистем, складывающуюся из значительного числа показателей.

В данной работе под эколого-геохимической буферностью экосистем к техногенному воздействию понимается их способность снижать негативные последствия при поступлении загрязняющих веществ, сохраняя свое естественное состояние и функционирование. При этом предполагается, что, с учетом специфики ракетно-космической деятельности (РКД), устойчивость наземных экосистем определяется двумя основными факторами: чувствительностью растительности к антропогенному воздействию, или биологической устойчивостью, и буферными свойствами основного средообразующего компонента наземных экосистем – почв.

Для количественной оценки эколого-геохимической буферности предлагается использовать балансовый метод, который основан на сопоставлении скорости поступления загрязняющих веществ и скорости снижения их концентрации в компонентах экосистем до биологически безопасного уровня. Данный подход аналогичен методам определения критических нагрузок загрязняющих веществ. Под критической нагрузкой в современных исследованиях понимается количественная оценка максимально допустимого воздействия одного или нескольких загрязнителей на экосистемы, не сопровождающегося вредным химическим воздействием для специфических чувствительных элементов окружающей среды в течение неопределенно долгого периода времени. Критериями химического воздействия могут служить как негативные изменения природных наземных экосистем (уменьшение биомассы, снижение репродуктивных функций, генетические изменения и т.д.), так и нарушения здоровья человека. Специфическими чувствительными элементами окружающей среды, используемыми в расчетах критических нагрузок, являются почвы лесных или других естественных экосистем и природные воды (озера). Критериями их качества могут являться: сохранение биоразнообразия и репродуктивных качеств ихтиофауны, параметры химического разрушения почв, развитие корневых волосков деревьев и др. [4].

Одной из наиболее актуальных проблем оценки экологических последствий при осуществлении РКД является вопрос определения допустимого уровня техногенного воздействия на природные экосистемы районов падения отработавших ступеней ракет-носителей. Несмотря на то, что под районы падения ступеней отведены довольно большие территории, воздействие РКД на компоненты экосистем проявляется эпизо-

дически и кратковременно. Наибольшие нарушения экосистем наблюдаются в районах падения первых ступеней ракет-носителей, где отработавшая ступень приземляется практически целиком и разрушается от удара о землю. Это воздействие проявляется в механических нарушениях почв и фитоценозов, химическом загрязнении компонентов экосистем при проливах остатков ракетного топлива; уничтожении растительности при возникновении пожаров. Существенно в меньшей степени воздействие на экосистемы проявляется в районах падения вторых ступеней, где размер приземляющихся фрагментов небольшой из-за разрушения ступени на большой высоте (за исключением редких случаев приземления баков окислителя целиком), а их разлет может быть значительным. Как правило, районы падения вторых ступеней располагаются на залесенных территориях со сложным рельефом, поэтому удается обнаружить лишь малую часть фрагментов.

Использование показателя эколого-геохимической буферности позволяет определить допустимый уровень воздействия компонентов ракетного топлива в этих районах. Опираясь на данные полевых и лабораторных исследований о характере поведения компонентов ракетного топлива в экосистемах и скорости восстановления экосистем после их нарушения в результате РКД, получены величины эколого-геохимической буферности при химическом воздействии на экосистемы районов падения ступеней ракет-носителей.

Максимально опасным компонентом ракетного топлива для биологических объектов является наиболее токсичный несимметричный диметилгидразин (НДМГ), а также азотный тетраоксид вследствие его подкисляющего действия на объекты окружающей среды. Эти азотсодержащие соединения не только проявляют токсические эффекты, но и содержат большое количество доступного для растений азота, что может приводить к развитию процесса эвтрофикации. Количественную оценку и картографирование величин эколого-геохимической буферности атмотехногенных выпадений азота на наземные экосистемы по подкисляющему и эвтрофирующему воздействию проводили общепринятыми методами, изложенными в различных методических рекомендациях [4].

Анализ эколого-геохимической буферности, рассчитанной для одного из районов падения ступеней ракет-носителей в Республике Алтай, к кислотным выпадениям, обусловленным поступлением тетраоксида азота, показал достаточно широкий диапазон устойчивости экосистем к кислотному воздействию. Большая часть данного района (РП-327) занята хвойными и хвойно-мелколиственными лесами с различными типами горных лесных почв (горно-лесными бурыми, горно-лесными светло-серыми, горно-лесными черноземовидными в сочетании с горно-лесными дерновыми), для которых диапазон эколого-геохимической буферности составляет 250-450 экв./га/год. Наибольшей устойчивостью к подкислению характеризуются различные подтипы горно-тундровых почв.

Анализ допустимого эвтрофирующего воздействия азотосодержащих компонентов ракетного топлива показал широкий диапазон эколого-геохимической буферности на экосистемы районов падения – от 115 до 1511 экв./га/год. На долю наиболее уязвимых экосистем, с допустимыми нагрузками менее 250 экв./га/год, приходится 14,1% всей площади района. В разряд максимальной степени уязвимых экосистем, с эколого-геохимической буферностью 115-155 экв./га/год, попали моховые, мохово-лишайниковые, ерниково-лишайниково-моховые, дриадовые с примесью кустарников заболоченные тундры с горно-тундровыми гидроморфными перегнойно-торфянистыми, перегнойно-торфянисто-глеевыми почвами.

При вычислении эколого-геохимической буферности НДМГ на первом этапе было исследовано влияние данного токсиканта на основные компоненты наземных экосистем. Экспериментальные данные позволили определить модель расчета эколого-

геохимической буферности наземных экосистем к НДМГ. В качестве рецептора для оценки буферности была выбрана почва, сама оценка выполнена на основе уравнения баланса НДМГ в почвенном слое.

Различные типы экосистем способны выдерживать выпадение НДМГ в диапазоне от 4,6 до 27,7 кг/га/год. Площадь наиболее чувствительных экосистем, допустимая нагрузка НДМГ для которых составляет менее 5,1 кг/га/год, равняется 21,2% территории района падения. К наиболее чувствительным экосистемам относятся лиственнично-елово-кустарниково-болотные, елово-лиственнично-кустарниково-луговые ассоциации долин на пойменных слаборазвитых иловато-болотных и торфяно-болотных почвах, а также кедровое, пихтово-кедровое, лиственничное; лиственнично-кедровое, лиственничное субальпийское редколесье с фрагментами лишайниково-ерниковых, мохово-ерниковых, дриадовых, луговых осоково-дерновинно-злаковых тундр и низкотравных субальпийских лугов на горно-лесных бурых оподзоленных почвах, в комплексе с горно-тундровыми торфянисто-перегнойными почвами.

Нагрузку НДМГ более 22 кг/га/год выдерживают осоково-пушицевые, осоково-моховые болота, заболоченные ерники на лугово-болотных торфянистых почвах в комплексе с торфяно-глеевыми мерзлотными почвами и болотные, кустарниково-ерниково-болотные (осоковые, пушициево-осоковые, мохово-ерниково-осоковые) ассоциации долин на пойменных лугово-болотных почвах. Однако на их долю приходится не более 0,4% от всей площади района.

Оценка пространственного распределения эколого-геохимической буферности экосистем к компонентам ракетного топлива, оказывающим негативное влияние на экосистемы при осуществлении РКД, проводится с использованием ГИС-анализа, который позволяет выявить наиболее уязвимые экосистемы и их компоненты и включает три стадии:

– построение балансовой модели на основе информативных показателей, определяющих устойчивость экосистем;

– сбор данных для обеспечения модели показателями;

– создание ГИС для дальнейшего пространственного анализа.

На основе полученных величин эколого-геохимической буферности проведена оценка потенциального риска нарушения природных экосистем при поступлении компонентов ракетного топлива. Величина риска нарушения экосистем тем выше, чем меньше площадь выпадения компонентов топлива и больше уровень превышения над критическими нагрузками количества поступающих поллютантов.

Поскольку превышение критических нагрузок по кислотообразующим и эвтрофирующим соединениям азота могут вызывать как источники, связанные с ракетно-космической деятельностью, так и внешние источники загрязнения, то вклад РКД определяется с учетом фонового (допускового) загрязнения неспецифическими компонентами (кислотообразующими соединениями, соединениями азота) в результате трансграничного переноса с прилегающих к районам осуществления РКД территорий.

Для экологического прогнозирования и принятия решений о проведении конкретных природоохранных мероприятий в районах осуществления РКД важно знать интенсивность следующего за техногенным нарушением процесса деградации или восстановления экосистем и их компонентов. В качестве критерия отнесения территории к техногенно-измененной выбирается конкретное значение показателя степени нарушенности экосистем и их компонентов в сочетании с площадью его проявления. Для оценки периода восстановления нарушенных под воздействием РКД экосистем рекомендуется использовать величину периода восстановления – гипотетическое время, затраченное экосистемой на достижение исходных (до начала воздействия) значений параметра состояния. Заблаговременный прогноз состояния нарушенных экосистем на

основе оценки динамики показателей их состояния является необходимым условием для правильного принятия управленческих решений по охране окружающей среды.

Исследование выполнено при поддержке Российского научного фонда (проект №14-27-00083).

Литература

1. Глазовская М.А. Методологические основы оценки эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям. М: Изд-во МГУ, 1997. 202 с.

2. Росновский И.Н. Устойчивость экосистем: введение в проблему и методы исследования. Томск: Из-во СО РАН, 1997. 53 с.

3. Conde P.; Martin Rubi J.A. Ballesta R.J. Chemical vulnerability of red soils in La Mancha (Central Spain) // Science of The Total Environment. 2007. Vol. 378 (1-2), pp. 228–232.

4. UBA. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels, and air pollution effects, risks and trends. Umweltbundesamt, Berlin. 2004. 266 pp.

5. Zabeo A., Pizzol L., Agostini P., Critto A., Giove S., Marcomini A. Regional risk assessment for contaminated sites. Part 1: Vulnerability assessment by multicriteria decision analysis // Environment International. 2011. Vol. 37 (8). P. 1295–1306.

УДК 504.064.2; 504.453

БАССЕЙНОВЫЙ АНАЛИЗ ГЕОХИМИЧЕСКИХ ПОТОКОВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И МЕТАЛЛОИДОВ В СИСТЕМЕ СЕЛЕНГА–БАЙКАЛ

Лычагин М.Ю., Касимов Н.С., Чалов С.Р., Шинкарева Г.Л.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: lychagin2008@gmail.com

В соответствии с принципами организации ландшафтно-геохимических систем, разработанными А.И. Перельманом [1] и М.А. Глазовской [2], бассейны рек являются каскадными ландшафтно-геохимическими системами (КЛГС), в пределах которых протекают процессы миграции, трансформации и аккумуляции различных веществ природного и антропогенного происхождения. Речные бассейны в целом являются системами концентрации стока и преобладающего транзита химических элементов, их нижние звенья и дельты рек представляют собой каскадные системы рассеяния стока и аккумуляции веществ, в первую очередь твердых частиц (речных наносов).

Бассейновый подход к анализу потоков веществ позволяет выявить природную геохимическую специализацию водосборов, определить роль притоков разного порядка в формировании жидкого и твердого стока, оценить влияние источников загрязнения, а также провести количественную параметризацию осаждения химических элементов и соединений в устьевых областях рек и их выноса в приемные водоемы. Он предполагает выявление качественных или количественных связей между природно-антропогенными характеристиками водосборов и балансом загрязняющих веществ.

Особое значение бассейновый анализ территорий имеет для крупных трансграничных рек, использование ресурсов которых может вызывать международные конфликты, связанные с регулированием речного стока и гидротехническим строительством, загрязнением воды и др. К числу таких рек относится Селенга, водосбор которой находится на территории двух стран – России и Монголии. Селенга является главным притоком оз. Байкал, объекта Всемирного природного наследия. В последнее десятилетие ее бассейн испытывает значительное усиление техногенной нагрузки, в первую очередь в монгольской части, что обусловлено бурным развитием урбанизации, добычи золота и других полезных ископаемых, пастбищного животноводства и т.д. Это определяет актуальность проблемы экологического состояния водных объектов бассейна Селенги, трансграничного переноса загрязняющих веществ, их аккумуляции в дельте Селенге и выноса в оз. Байкал.

Работа основана на результатах комплексных гидролого-геохимических исследований авторов, выполненных по единой методике в основные фазы водного режима в 2011-2015 гг. на более чем 100 створах в пределах Монголии и России. В ходе полевых работ измерялись расходы воды, величины pH, ORP, TDS, отбирались пробы воды (более 400), взвешенных наносов (более 400), донных отложений и почв (более 500). Из-за относительно слабой изученности особое внимание уделялось взвешенным наносам. Для определения мутности на стрежне потока пробы воды отбирались батометром-бутылкой. Осаждение взвешенных частиц проводилось с помощью фильтровальной системы «Millipore» через мембранные фильтры (диаметр фильтра 4,7 см, размер пор 0,45 мкм). На контрольных створах наряду с прямым (весовым) методом определения содержания взвешенных частиц в воде использовался оптический способ оценки мутности фотомутномером «HACH» 2100P.

Содержание тяжелых металлов и металлоидов (ТММ) в растворенной форме ($С_{раств}$, мкг/л), в твердофазном состоянии в составе влекомых ($С_{вл}$, мкг/г) и взвешенных ($С_{взв}$, мкг/г) наносов определялось масс-спектральным методом с индуктивно-связанной плазмой и атомно-эмиссионным методом с индуктивно-связанной плазмой

на приборах Elan-6100 и Optima-4300 DV ("Perkin-Elmer", США) во Всероссийском институте минерального сырья им. Федоровского (ВИМС). Содержание химических элементов в воде сравнивалось с российскими санитарно-гигиеническими нормативами для водоемов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования ($ПДК_{в}$), а также водоемов рыбохозяйственного значения ($ПДК_{вр}$). Для характеристики загрязнения взвешенных наносов рассчитывались коэффициенты концентрации (Кс) и суммарный показатель Zc.

Изучение вещественных потоков проводилось с использованием детерминированной модели формирования стока с полураспределенными параметрами Ecomag, модели эрозионного потенциала RUSLE и региональной мезоклиматической модели COSMO-CLM. Анализ процессов переноса и аккумуляции вещества осуществлялся на основе обобщения сетевых и экспедиционных данных, интегрированных с выходными данными моделей формирования вещественных потоков в моделях регионального (модель смыва и наносов баланса наносов SedNET), руслового (одномерная гидродинамическая модель 250-километрового участка р. Туул-Орхон HEC-RAS) и локального масштаба (эрозионная модель доставки наносов с участка разработки россыпного золота в долине р. Туул WATEM/SEDEM).

Проведенные исследования показали, что при переходе от верхних звеньев бассейна Селенги к нижним в составе взвешенных наносов увеличивается содержание тонкодисперсных частиц. В нижней части бассейна Селенги преобладают процессы аккумуляции наносов в паводочный период и размыв русловых отложений в межень [3]. На изученных постах общий вклад половодья и паводков в транспорт взвешенных наносов составляет от 52 до 99% их годового стока. Самая высокая доля периодов максимальной водности в формировании стока наносов характерна для многоводных лет, наименьшая – для маловодных.

В верхней части бассейна Селенги значительные территории заняты горностепными ландшафтами, поставляющими в реки большие объемы твердых частиц при выпадении ливневых осадков. На отдельных участках рек в периоды повышенного стока наблюдается значительное увеличение мутности воды с ее последующим продольным снижением. В период межени реки в целом характеризуются продольным увеличением расходов взвешенных наносов, в первую очередь за счет привноса материала от боковых притоков, максимальные расходы отмечаются в створе выше дельты Селенги.

На мутность малых рек в бассейне Селенги сильное воздействие оказывают урбанизация и горные работы. В пределах г. Улан-Батор в разные фазы водного режима мутность воды р. Туул, правого притока р. Орхон, может увеличиваться более чем в 5 раз по сравнению с ее верхним течением. В период зимней межени в условиях природного перемерзания сток р. Туул формируется за счет сброса сточных вод со средним расходом около 5 $м^3/с$ и исключительно высокими значениями мутности воды (более 300 $г/м^3$), что приводит к формированию протяженного (более 400 км) шлейфа загрязненных вод вплоть до устья реки. В р. Хангалынгол, небольшом притоке Орхона, в долине которой разрабатывается медно-молибденовое месторождение и находится г. Эрдэнэт, сброс производственных и иных сточных вод приводит к увеличению содержания взвешенных веществ в воде в десятки раз. В отдельные сезоны увеличивается мутность р. Джида и ее притока р. Модонкуль, что связано с влиянием хвостохранилищ Джидинского ГОКа в г.Закаменск.

Разнообразие природных условий водосборного бассейна в сочетании с техногенным воздействием определяет уровни содержания и пространственные различия в распределении ТММ в речных водах. Относительно среднего содержания в реках мира [4, 5] реки бассейна Селенги обогащены растворенными Sr, Li, U, Br, B, Mo, As, для которых преобладающей формой миграции является ионная, а также Fe, Al, Zn и Pb, вероятно, мигрирующими в форме комплексных соединений с органическим веществом. Во

взвешенных наносах Селенги и ее притоков повышено содержание As, Cd, Mo, Pb, Zn, Mn, Co, что обусловлено как природными (As), так техногенными (Cd, Mo, Pb) факторами.

Анализ соотношения форм миграции химических элементов в речных водах выявил для большинства ТММ преобладание взвешенных форм в верхней части бассейна и растворенных форм в средней и нижней. Доля взвешенных форм миграции резко возрастает при прохождении паводков, особенно в верховьях рек; в нижней части бассейна влияние паводков на соотношение форм уменьшается, что особенно заметно в дельте Селенги.

С целью пространственной характеристики транспорта ТММ в бассейне Селенги для разных гидрологических сезонов были рассчитаны потоки их растворенных и взвешенных форм, что позволило построить около 100 моделей геохимических потоков для 25 химических элементов. В целом для геохимических потоков растворенных форм ТММ в паводок характерно увеличение по направлению к дельте Селенги по мере возрастания водности реки. В верхней части бассейна отмечены экстремально высокие потоки взвешенных форм, обусловленные выпадением ливневых осадков и быстро уменьшающиеся вниз по течению благодаря осаждению наносов. В нижней части бассейна потоки снова возрастают в связи с впадением крупных притоков. Наибольшие техногенные изменения потоков характерны для малых рек (Модонкуль, Хангалынгол, Туул, Уда и др.), испытывающих воздействие городов и объектов горнодобывающей промышленности. Выявлено экстремально высокое загрязнение р. Модонкуль Cd и другими металлами, существенно влияющее на геохимические потоки ТММ в р. Джиде вплоть до ее впадения в Селенгу.

Полевые работы проводились в рамках проекта РГО «Комплексная экспедиция «Селенга-Байкал». Обработка полученных материалов осуществлялась при финансовой поддержке РНФ (проект 14–27–00083).

Литература

1. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.: Высшая школа, 1975. 341 с.

2. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М.: Высшая школа, 1988. 350 с.

3. Алексеевский Н.И., Белозерова Е.В., Касимов Н.С., Чалов С.Р. Пространственная изменчивость характеристик стока взвешенных наносов в бассейне Селенги в период дождевых паводков // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, геогр. 2013. № 3. С. 60–65.

4. Gaillardet J., Viers J., Dupre B. Trace Elements in River Waters // Treatise on Geochemistry. Vol. 5 / Ed by H.D. Holland, K.K. Turekian. Amsterdam: Elsevier, 2004. P. 225–272.

5. Гордеев В.В. Геохимия системы река-море. М.: ИП Матушкина И.И., 2012. 452 с.

УДК 631.4

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ БАРЬЕРЫ В ПОЧВАХ НАД РЕКУЛЬТИВИРОВАННЫМИ ПОГРЕБЕННЫМИ СВАЛОЧНЫМИ ТЕЛАМИ

Можарова Н.В., Николаева А.М.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: nvm47@list.ru, amnik21@yandex.ru

В природных экосистемах над залежами нефти и газа в верхней толще литосферы действует биогеохимический барьер аллохтонного метана, препятствующий полной разгрузке газа в атмосферу. Такие барьеры формируются в почвах и природных отложениях на глубине до 3 м при смене окислительно-восстановительных условий над газовыми и нефтяными залежами и были названы бактериальным фильтром [1,2,3]. Позже биогеохимические барьеры были исследованы в иллювиальных и гумусовых горизонтах дерново-подзолистых почв и гумусовых горизонтах черноземов над искусственными залежами природного газа [4].

Формирование биогеохимических барьеров отмечалось в болотных экосистемах при миграции аллохтонного метана, а также в природных горизонтах почв разной степени увлажнения при транспорте автохтонного метана [5]. Главным механизмом формирования биогеохимических барьеров являются взаимообусловленные процессы образования, транспорта и окисления метана [6]. Транспорт метана может осуществляться на больших и малых расстояниях. Были обнаружены специфические группы метилотрофных бактерий, окисляющих автохтонный и аллохтонный метан, при этом идентификация проводилась микробиологическими, кинетическими и хромато-масс-спектрометрическими методами. Существование биогеохимических барьеров подтверждается изотопным анализом [7]. Бактерии преимущественно поглощают метан, обогащенный легким изотопом ^{12}C. Вследствие процессов окисления остаточный метан обогащается тяжелым изотопом ^{13}C, при этом углекислый газ, образуемый в процессе окисления, обогащается легким изотопом ^{12}C. Преобладание ^{12}C в углекислом газе свидетельствует о процессах окисления в профиле почв при параллельном содержании изотопов ^{13}C в остаточном метане. В анаэробных условиях доминирует ^{13}C в углекислом газе и ^{12}C в метане. В антропогенно-преобразованных экосистемах по изотопному анализу углерода метана и углекислого газа также выделяются биогеохимические барьеры.

Формирование биогеохимических барьеров в антропогенных отложениях, в частности над погребенными свалочными телами, описано в работе [7]. Однако до сих пор не была исследована интенсивность бактериального окисления как показателя емкости биогеохимического барьера над рекультивированными погребенными свалочными телами.

Цель данного исследования – выявить газогеохимическое состояние и экологические функции почв над рекультивированными погребенными свалками г. Москвы.

Задачи:

1. Выявить различные типы биогеохимических барьеров над погребенными свалками

2. Выявить соотношение процессов образования и окисления метана в почвах и техногенных поверхностных образованиях (ТПО) над погребенными свалочными телами

3. Выработать представление о сопряженности разных газовых аномалий и наибольшей интенсивности бактериального окисления

Объекты и методы. Объектом исследования послужил почвенный покров над 4 погребенными свалками на правобережье р. Москвы. На исследуемых объектах были

проведены почвенная и газогеохимическая съемки. Для определения концентрации и эмиссии парниковых газов проведены шпуровая (с глубины 60 см) и эмиссионная (с поверхности) съемки. Определение потенциальной активности бактериального окисления метана проводилось кинетическим методом, основанном на измерениях с введением известной концентрации метана в закрытые флаконы с почвой. Одновременно рассчитывалось абиотическое поглощение.

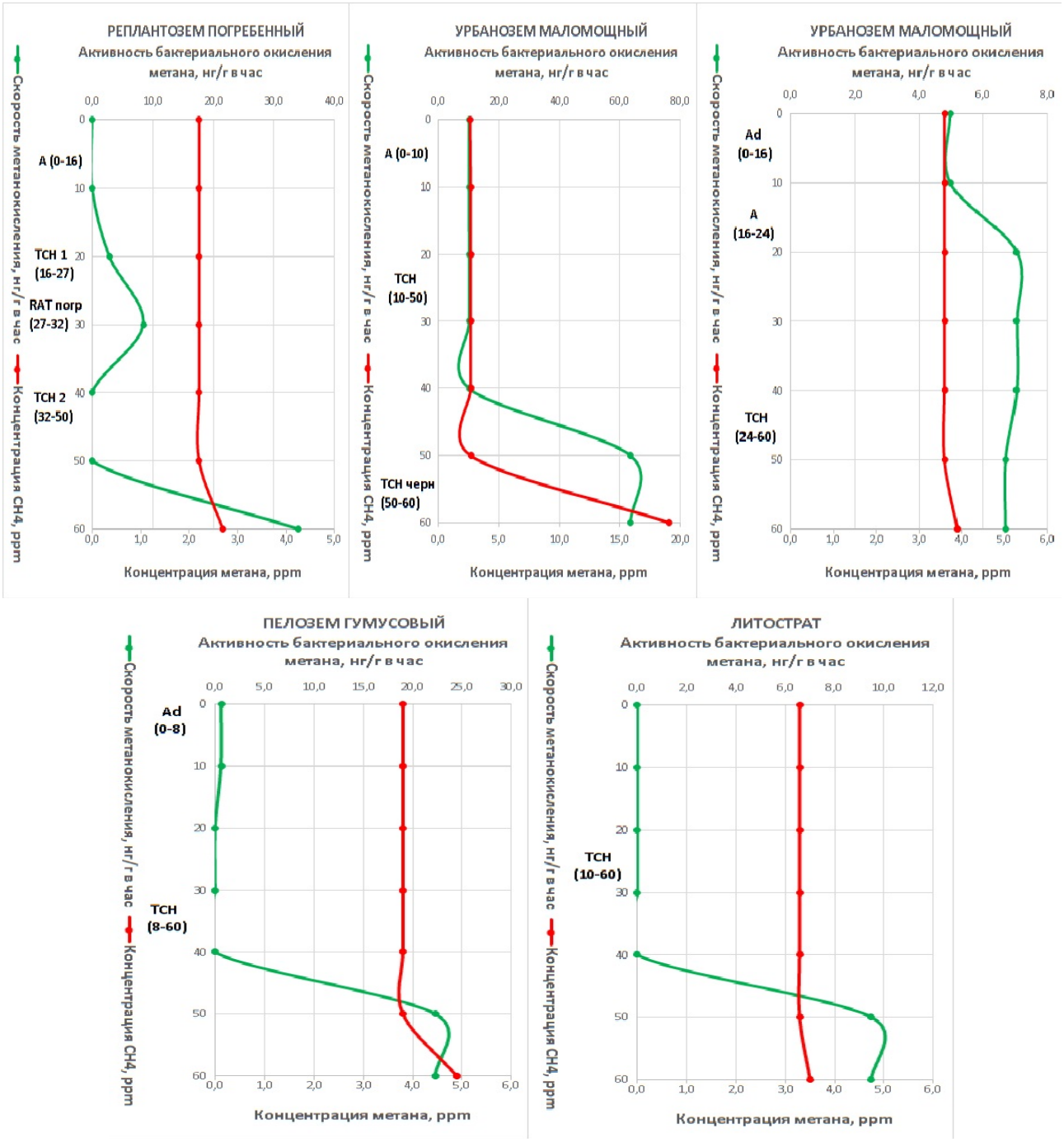


Рис. Биогеохимические барьеры в почвах и ТПО

Результаты и обсуждение. Известно, что над свалочными телами на глубинах более 1м концентрации метана могут достигать довольно высоких величин и составлять 0,1-1%, иногда 1-5%, что по существующим критериям техногенной опасности относят к потенциально опасным и пожаровзрывоопасным грунтам [8]. На пути миграции метана из погребенного свалочного тела в зонах аэрации начинается образование микробного сообщества, окисляющего метан. При переходе в зону господства

окислительных условий (менее 1 м) концентрации метана резко снижаются. На глубине 60 см они уменьшаются на несколько порядков (в среднем 3,7 ppm) (табл.). Резкое падение концентраций метана обусловлено чрезвычайно высоким бактериальным окислением метана при переходе из анаэробной к переходной в аэробную зону. Формируется биогеохимический барьер, происходит замедление миграции метана, уменьшаются концентрации метана. Отметка в 50-60 см от уровня земли служит верхней границей биогеохимического барьера аллохтонного метана. В почвенной толще над погребенными свалками на глубине около 60 см наблюдаются высокие скорости бактериального окисления метана в среднем от 6,1 до 34,8 нг/г в час (рис.). Максимальные величины интенсивности бактериального окисления метана могут достигать 71 нг/г в час. На неподтопляемых территориях, в условиях мощной зоны аэрации, емкости биогеохимических барьеров довольно высокие. На подтопляемых свалочных телах емкости биогеохимических барьеров снижаются.

Образовавшийся в погребенных свалочных грунтах метан мигрирует к поверхности и поглощается почвой за счет механизма абиотического поглощения и молекулярной сорбции, поглощается и задерживается в зависимости от удельной поверхности почвенных частиц, перехватывается микробным сообществом и расходуется им. По мере приближения к земной поверхности активность бактериального окисления в почвах и ТПО уменьшается, а затем заново возрастает в дерновых и урбиковых горизонтах урбаноземов и примитивных почв за счет образования метана *in situ* и окисления остаточного аллохтонного метана. Формируется автохтонный биогеохимический барьер.

Таблица

Газогеохимическое состояние почв и ТПО над погребенными свалками

Почвы и ТПО на ключевых участках	Газогеохимические свойства	CH_4 на 60 см, ppm	Бактериальное образование метана, нг/г в час	Бактериальное окисление метана, нг/г в час	Эмиссия метана, мг/м^2 в час
1	Литострат	3,3	0,01	9,5	0,01
	Среднее (max)	3,2 (3,7)	0,03 (0,07)	10,4 (23,3)	0,0 (0,03)
2	Реплантозем погребенный	2,7	0,01	34,1	0,0
	Среднее (max)	2,7 (3,7)	0,05 (0,12)	19,0 (34,1)	0,0 (0,0)
3	Пелозем гумусовый	4,9	0,09	22,3	0,0
	Урабнозем маломощный	3,9	0,01	6,7	0,02
	Среднее (max)	5,1 (6,3)	0,03 (0,09)	6,1 (22,3)	0,03 (0,12)
4	Урбанозем маломощный	19,1	0,02	63,6	0,03
	Среднее (max)	10,1 (347,8)	0,03 (0,06)	34,8 (71,1)	-0,01 (0,03)

В почвах активности бактериального окисления метана выше, чем в ТПО. Это способствует отсутствию эмиссии метана в атмосферу в первых и наличию эмиссии во вторых. В реплантоземах погребенных в агроторфяном горизонте (RAT) формируется биогеохимический барьер, окисляющий метан, образуемый in situ. В литострате формируется лишь глубинный биогеохимический барьер на 60 см (АБО 9,5 нг/г в час), который не справляется с потоками метана – происходит эмиссия газа (0,01 мг/м^2 в час). Работа двух биогеохимических барьеров (глубинного и почвенного)

обеспечивает баланс системы образования и стока метана, эмиссия газа в атмосферу отсутствует.

Выводы. – В нижних горизонтах почв и ТПО над погребенными свалочными телами на глубине 50 – 60 см сформированы весьма емкие биогеохимические барьеры, окисляющие аллохтонный геологический метан. Впервые определена емкость биохимического барьера метана по интенсивности потенциального бактериального окисления, достигающая нескольких десятков нг/г в час.

– В почвах формируются среднеемкие биогеохимические барьеры, где окисляется автохтонный метан агроторфяных, урбиковых, органоминеральных горизонтов урбаноземов и примитивных почв и остаточный аллохтонный метан. В ТПО образуются низкоемкие автохтонные биогеохимические барьеры, пропускающие в атмосферу остаточный аллохтонный метан.

– Прослеживается соответствие интенсивности метановых аномалий с емкостью биогеохимического барьера по активности бактериального окисления метана на глубине 60 см.

Литература

1. Могилевский Г.А., Богданова В.М., Стадник Е.В., Телегина З.П., Абрамсон Е.В., Тон М.С. Распространение и активность бактерий, окисляющих и образующих горючие газы // Роль микроорганизмов в круговороте газов в природе. М.:Наука, 1979. С. 270-281.

2. Оборин А.А., Рубинштейн Л.М., Хмурчик В.Т., Чурилова Н.С. Концепция организованности подземной биосферы. Екатеринбург:УрОРАН, 2004. 146 с.

3. Иванов И.В. Закономерности распределения метана и тяжелых углеводородов в степных ландшафтах (в связи с поисками нефти и газа) // Геохимические методы поисков нефти и газа и вопросы ядерной геологии. М.: Недра, 1970. С. 267-275.

4. Mozharova N., Kulachkova S. Specificity of soil functioning and formation on gas-bearing areas // Soils and Sediments. 2008. Vol. 8. P. 424-432.

5. Степанов А.Л., Манучарова Н.А. Образование и поглощение парниковых газов в почвенных агрегатах. М.: Изд.-во МГУ, 2006. 82 с.

6. Заварзин Г.А., Васильева Л.В. Цикл метана на территории России // Круговорот углерода на территории России. М., 1999. 329 с.

7. Лебедев В.С. Каменщиков А.Ф., Глаголев М.В., Иванов Д.В. Математическое моделирование изменения состава биогаза в процессе окисления на объектах захоронения бытовых отходов // Геоинформатика. 1996. № 1 (4). С. 23-26.

8. Экологический атлас Москвы. М.: Изд-во «АБФ/ABF». 2000. 96 с.

УДК 550.47

КРУГОВОРОТ УГЛЕРОДА И ДИНАМИЧЕСКОЕ РАВНОВЕСИЕ В БИОСФЕРЕ

Наумов А.В.

Институт почвоведения и агрохимии СО РАН, Новосибирск, e-mail: a.naum@ngs.ru

Биосфера, как область распространения живого вещества, представляет собой совершенно особую оболочку планеты, в пределах которой благодаря циклическим процессам создаются и поддерживаются специфические условия для жизни человека. В свою очередь современная хозяйственная деятельность человека уже начинает оказывать существенное влияние на многие природные процессы, в том числе отвечающие за функциональное состояние этой внешней оболочки Земли. Рассматривая биосферу не только как среду обитания, но и как глобальную систему, в которой осуществляются в тесной органической связи процессы взаимодействия и взаимообмена между живыми организмами и относительно инертным косным веществом в твердом, жидком и газообразном состоянии, важно научиться правильно оценивать возможную допустимую антропогенную нагрузку на естественные природные ресурсы.

Цикл углерода выполняет исключительно важную функцию в биосфере, обеспечивая необходимые условия для обмена CO_2 между основными его резервуарами (атмосфера, почвенный покров, природные воды) и поддержания устойчивого динамического равновесия глобальной системы. Однако, как отмечал еще В.И.Вернадский в своих «Очерках геохимии» [1], цивилизованный человек в ходе технических работ выделяет в атмосферу значительное количество биогенной углекислоты и таким путем нарушает установившееся земное равновесие. Сегодня глобальная экологическая проблема, связанная с накоплением углекислого газа в атмосфере, так же актуальна, как и девяносто лет назад.

Итак, если говорить об установившемся когда-то земном равновесии, то уместен вопрос о его биогеохимической природе, основных агентах, критериях и механизмах поддержания. Не без основания считается, что глобальный биогеохимический цикл важнейшего для живых организмов Земного шара химического элемента углерода выполняет эту уникальную биосферную функцию. Однако, анализируя многочисленные публикации по данной проблеме, можно лишь приближенно высказаться относительно установившегося в ходе длительной эволюции ключевого триггерного механизма. Основные условия и природа (геохимическая, биогеохимическая, биологическая) динамического критерия поддержания равновесия, если он действительно существует, все еще остаются не выясненными.

Прежде всего, наши усилия в решении этой проблемы были направлены на рассмотрение и анализ соотношения между основными компонентами цикла углерода в биосфере. Внимание привлекла публикация американских исследователей [2], в которой авторы сообщали о выявленной ими корреляции между величинами средней годовой чистой первичной продукции (NPP) основных биомов мира и средней годовой оценкой величин почвенного дыхания (SR). Для девяти биомов мира (T - тундра, B - бореальные леса, F - леса умеренной зоны, G - травяные экосистемы умеренной зоны, M - влажные тропические леса, W - леса и древостои Средиземноморья, S - тропическая саванна, D - экосистемы пустынь, A - земли сельскохозяйственного использования) была представлена регрессионная зависимость вида $SR = 1{,}24(NPP) + 24{,}5$ ($r^2 = 0{,}87$). Согласно этому уравнению получалось, что суммарное выделение углерода почвами мира за год превышает его накопление в чистой первичной продукции на 24%. Сами авторы публикации отнесли эту разницу на счет дыхания микоризы и подземных органов растений.

Казалось, что, наконец, в руках исследователей находится та ниточка, которая ведет к пониманию глобального механизма, отвечающего за устойчивость динамического равновесия в биосфере. Однако смущало то обстоятельство, что располагая собственной представительной базой данных по дыханию почвы, авторы цитируемой публикации использовали в расчетах обобщенные и, по-видимому, неполные данные величин чистой первичной продукции для девяти растительных биомов. К тому же общую логику выявления динамического критерия устойчивости природных экосистем нарушали оценки NPP и SR для культивируемых почв, использованные в общей регрессионной модели.

Желая проверить установленное в работе [1] соотношение между NPP и SR на новом материале, нами была использована обширная база данных величин чистой первичной продукции, представленная в сводке Н.И. Базилевич и А.А. Титляновой «Биотический круговорот на пяти континентах» [3]. Регрессионный анализ, проведенный для двух представительных выборок (NPP и SR), совмещенных в общем пространстве географических координат, неожиданно выявил простое соотношение между рассматриваемыми показателями, выразившееся в виде равенства NPP = SR [4]. Таким образом, появился еще один более сильный критерий организованности процессов углеродного цикла в биосфере. В каком же соотношении друг к другу они находятся и, нет ли здесь какого-либо скрытого противоречия? Этот вопрос вполне правомерен. Исходя из самых общих соображений, существование разных критериев на разных иерархических уровнях организованности биосферных процессов, на наш взгляд, вполне допустимо.

Тем не менее, сомнения относительно использования показателей чистой первичной продукции и почвенного дыхания возделываемых земель в общей выборке послужили предлогом для более тщательного подхода к этому вопросу. Для выполнения сравнительного анализа потребовалось сгруппировать (однотипно) исходные данные, представленные в сводках [2, 3] с учетом терминологических особенностей понятий «растительный биом» (vegetation biom) и «тип экосистемы» (табл. 1). Вслед за авторами сводки [3] термин «тип экосистемы» используется нами в широком смысле для обозначения схожих по характеру растительности экосистем.

Таблица 1

Показатели SR и NPP в основных типах экосистем Земного шара

Тип экосистемы	*SR, г С/(м²·год) среднее ± ст. откл. (n)	**NPP, т/(га·год) среднее ± ст. откл. (n)
B - Бореальные леса	321,8 ± 124,7 (16)	6,48 ± 3,15 (21)
D - Пустынные экосистемы	223,7 ± 66,1 (3)	3,37 ± 3,05 (21)
F - Леса умеренной зоны	666,2 ± 395,1 (52)	11,14 ± 3,95 (33)
G - Травяные экосистемы	441,8 ± 233,2 (9)	15,31 ± 8,29 (30)
M - Влажные тропические леса	1258,4 ± 179,8 (10)	22,50 ± 8,85 (73)
N - Северные болота	93,6 ± 53,7 (12)	6,61 ± 3,35 (8)
S – Саванна	629,2 ± 157,6 (9)	17,37 ± 9,63 (22)
T – Тундра	60,3 ± 21,3 (11)	1,93 ± 1,06 (9)
W - Лесные экосистемы Средиземноморья	712,9 ± 315,8 (13)	14,95 ± 4,97 (10)

* рассчитано по сводке [2]

** рассчитано по сводке [3]

Количественное соотношение между оценками величин чистой первичной продукции (NPP) и дыхания почв (SR) для основных типов экосистем Земного шара, представленных в табл. 1, находили методом регрессионного анализа (рис. 1). При этом считали целесообразным использовать размерность рассматриваемых показателей, принятую авторами сводок [2, 3]. Проведенный анализ позволил установить простую зависимость вида SR = 45,389·NPP. Принимая во внимание размерность показателей и

коэффициент 0,45 (рекомендованный для пересчета сухого органического вещества в углерод [5]), мы приходим со всей очевидностью к установленному нами ранее соотношению паритета между важнейшими составляющими углеродного цикла, только теперь уже на уровне основных типов экосистем.

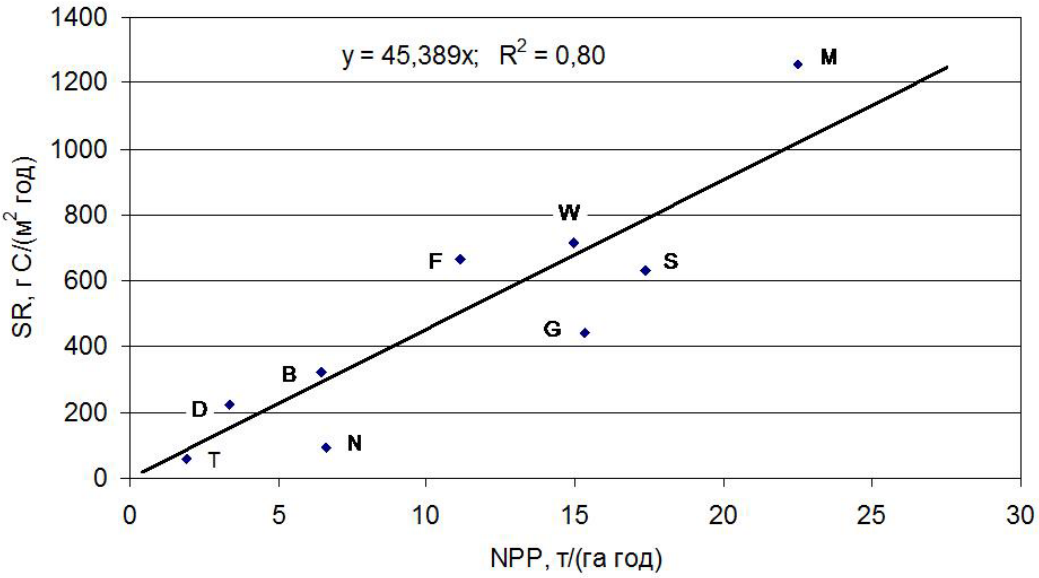


Рис. 1. Соотношение между показателями SR и NPP для основных типов экосистем Земного шара. Буквенные обозначения типов экосистем приняты как в табл. 1

Таким образом, правомерно считать, что между основными процессами биотического круговорота, изъятия углерода из атмосферы (NPP) и его возврата (SR) в виде CO_2, к началу XXI столетия функционировал и выполнял свою планетарную регуляторную функцию уникальный природный механизм, реализующийся на уровне важнейшего для всего живого на планете химического элемента углерода. Найденная закономерность, по-видимому, имеет фундаментальное значение, так как вскрывает биогеохимическое содержание одного из ключевых биосферных явлений, земного динамического равновесия.

Касаясь разных аспектов, связанных с биотическим круговоротом углерода в биосфере, исследователям часто приходится рассматривать разного рода балансовые соотношения и показатели. В балансовых расчетах локального, регионального и даже глобального уровня отечественными и зарубежными авторами широко используется так называемый показатель чистой экосистемной продукции NEP (net ecosystem production) [6, 7], которая оценивается по разности между чистой первичной продукцией и дыханием органотрофов. Иными словами, это та часть вновь созданного органического вещества, которая после завершения годового цикла, остается в пределах экосистемы. В свете рассматриваемой проблематики следует отметить, что этот показатель был введен чисто условно, так как прямыми измерениями получить его оценки не представлялось возможным. Интересен вопрос о роли этой виртуальной «невязки» в поддержании глобального динамического равновесия. По всей вероятности, как нам сейчас это представляется, с увеличением NEP экосистема любого иерархического уровня, включая биосферу, все больше отклоняется от состояния своего динамического равновесия. В свою очередь, внутри экосистемы определенно активизируются процессы, направленные на минимизацию величины NEP и тем самым способствующие восстановлению динамического равновесия.

Литература

1. Вернадский В.И. Труды по геохимии. М.: Наука, 1994. 331 с.

2. Raich J.W., Schlesinger W.H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate // Tellus. 1992. 44B. P. 81-99.

3. Базилевич Н.И., Титлянова А.А. Биотический круговорот на пяти континентах: азот и зольные элементы в природных наземных экосистемах. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2008. 381 с.

4. Naumov A.V. New relationship in carbon cycle // Low carbon economy. 2012. 3A. P. 111-114.

5. Лархер В. Экология растений. М.: Мир, 1978. 384 с.

6. Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России. М.: Наука, 2007. 315 с.

7. Chapin F.S. III, Woodwell G.M., Randerson J.T. et al. Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and methods // Ecosystems. 2006. 9(7). P. 1041-1050.

УДК 550.461(424)

МИГРАЦИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ТЕХНОГЕННЫХ ПОТОКАХ РАССЕЯНИЯ СИБАЙСКОГО МЕДНОКОЛЧЕДАННОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ

Опекунов А.Ю., Митрофанова Е.С.

Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург, e-mail: a_opekunov@mail.ru; mitrofanova.ek@mail.ru

К основным элементам, формирующим техногенные ореолы рассеяния при разработке медноколчеданных месторождений и активно мигрирующим в техногенных ландшафтах, относятся медь, цинк и кадмий. Гипергенные изменения рудных минералов сульфидных месторождений в присутствии кислорода и окислителей $Fe_2(SO_4)_3$, H_2SO_4 приводят к окислению труднорастворимых сульфидов и образованию водных сульфатов металлов. В результате этих реакций наблюдается значительный рост концентрации H^+ и резкое снижение pH вод, сопровождаемое увеличением окислительно-восстановительного потенциала. Основные формы нахождения Cu, Zn и Cd в водных растворах – катионы, сульфатные и гидросульфатные соединения. При повышении pH могут образовываться комплексы металлов с гидроксильными или смешанными гидроксильно-сульфатными группами, частично переходящие в твердую фазу.

В этих условиях наиболее активная миграция элементов происходит в водотоках, где формируются вторичные потоки рассеяния, интенсивность которых во многом обусловлена действием физико-химических барьеров. Кроме того, проявлена вертикальная миграция этих металлов при сезонном изменении уровня грунтовых вод, что ведет к образованию на испарительном барьере в зоне аэрации неосульфатов и растворению их при увлажнении и повышении уровня грунтовых вод. Минералы гидросульфатов на испарительном барьере представлены мелантеритами с примесью меди, цинка и кадмия, госларитом, купоросами меди. По кларку концентрации (Кк) элементов, обнаруживаемых в неосульфатах колчеданных месторождений на стадии зрелого техногенеза, кадмий (lgКк > 4), цинк (lgКк 3-4) и медь (lgКк 3-4) характеризуются наибольшим сродством к сульфатной сере [1].

Латеральная миграция в водных потоках определяет максимальное рассеяние металлов, вызывая загрязнение поверхностных и подземных вод, почв, донных осадков водных объектов. Концентрация металлов в техногенных ореолах в несколько раз превышает их содержание в естественных геохимических аномалиях, а площадь загрязненных территорий может значительно превосходить площадь вторичных ореолов рассеяния. Существенным является тот факт, что в техногенных ореолах и потоках рассеяния металлы находятся в легкоподвижных формах, даже в твердой фазе донных осадков и почв [2]. Изучение закономерностей миграции и перераспределения металлов в компонентах окружающей среды представляет интерес для организации мониторинга и принятия превентивных мер по снижению уровня химического загрязнения при разработке колчеданных месторождений.

Сибайское медноколчеданное месторождение на территории Башкирского Зауралья разрабатывается с 1939 г. В 1956 г. начато освоение рудной залежи открытым способом, с 2003 г. – с использованием закрытых выработок. До начала строительства на месте Сибайского карьера протекала река Карагайлы, верховья которой были отведены в р. Камышлы-Узяк, а в среднем течении было прорыто новое русло в обход карьера. Таким образом, после начала освоения Сибайской залежи река сохранилась, но ее сток в сухой период года полностью формируется за счет подземных и подотвальных вод, выходящих из-под отвалов вскрышных пород на южной окраине пос. Горный, а также сброса карьерных вод. Река пересекает город с юго-запада на северо-восток,

дренируя в верхнем течении отвалы вскрышных пород Сибайского карьера (рис. 1), имеет длину более 11 км. Водоток впадает в р. Худолаз – приток р. Урал.

Исследование р. Карагайлы проводилось в течение восьми полевых сезонов (в период с 2004 по 2015 г.). Объектами изучения стали речная вода, донные осадки, а также подотвальные и карьерные воды, сбрасываемые в водоток. Исследования базировались на определении валовых и подвижных форм химических элементов в донных осадках, содержания растворенных форм индикаторных металлов в сточных и речных водах. Лабораторные анализы валового содержания металлов в донных осадках проводились методом ИСП-МС (ВСЕГЕИ), содержания в воде – вольтамперометрией и атомной абсорбцией (ВНИИОкеангеология, СПбГУ). Изучение подвижных форм (ацетатно-аммонийная вытяжка pH 4,8) выполнено методом атомной абсорбции (СПбГУ).

Морфологические особенности поймы и русла реки обусловили разные режимы переноса и отложения осадочного материала. В верхнем течении при пересечении пос. Горный русло р. Карагайлы имеет ширину 2-6 метра с расширениями до 20 м. Скорость течения в летнюю межень достигает 0,2-0,3 м/с. Форма русла в основном канавообразная, высота берегов не превышает 1-1,5 м. Режим осадконакопления – преимущественно аккумулятивный и транзитно-аккумулятивный. В среднем течении в г. Сибай водоток сформировал широкую (до 200 м) заболоченную пойму, заросшую тростником. На реке построен пруд Строителей, где происходит активная аккумуляция осадочного материала. Далее река протекает по узкому и относительно глубокому руслу. Скорость течения достигает 0,8 м/с, обеспечивая транзитный режим осадочного материала. В районе хвостохранилища в связи с насыпкой дорог вновь отмечается расширение и зарастание поймы. Ниже в пос. Калининское река характеризуется выработанным руслом и относительно широкой долиной, где она впадает в р. Худолаз. Скорость течения невелика (0,2-0,3 м/с), что обусловливает аккумулятивный, местами эрозионно-аккумулятивный режимы современного осадконакопления.

Таблица 1

Содержания химических ингредиентов (мг/л) и значения pH в речных и карьерных водах [3]

Химические ингредиенты	Номера проб				
	фон	703-1	703-2	704-1	704-2
K^+	1,2	1,78	2,66	2,28	2,2
Na^+	18,6	69,74	154,32	176,94	165,44
Mg^{2+}	27,71	461,79	1463,09	358,91	450,36
Ca^{2+}	78,21	363,19	369,22	256,19	248,66
Cl^-	3,12	7,66	не обн.	не обн.	не обн.
SO_4^{2-}	186,82	2922,47	7392,19	2547,19	2916,71
HCO_3^-	8,34	1,84	не обн.	не обн.	не обн.
Σ ионов	324,0	3828,47	9381,48	3341,51	3783,37
Zn	0,001	12,1	111,0	36,6	49,0
Cu	0,001	0,20	21,0	5,4	8,1
Ni	0,001	0,025	0,24	0,09	0,12
Cd	<0,001	0,03	0,59	0,13	0,15
pH	8,30	6,25	4,95	4,95	3,32

Река берет начало из-под отвалов вскрышных пород Сибайского карьера. Источником служат подотвальные и подземные (трещинные) воды, разгрузка которых в виде родников происходила в этом месте до строительства карьера (по сообщению местных жителей). Вода выходит из-под отвалов двумя потоками, которые сливаются и в сухое время года полностью формируют сток в верховье реки. Расход в летнее время составляет 15-20 л/с. Состав воды соответствует сульфатно-магниевому типу с мине-

рализацией более 9 г/л (солоноватые воды) и аномальными концентрациями Cu, Zn и Cd (пробы 703-1 и 703-2 в табл. 1).

При выходе ручьев из-под отвалов на протяжении примерно 1 км вниз по течению дно реки устлано белым порошкообразным осадком, сложенным преимущественно гидросульфатами металлов, о чем свидетельствует химический состав отложений (табл. 2). Вероятные формы представлены гидросульфатами Fe, Zn и Cu. Железо образует семиводный сульфат типа мелантерита, в состав которого могут включаться Zn и Cu. Возможно образование гипса, купоросов Cu, а также госларита ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$), в который в виде примеси входит Cd. Активная аккумуляция сульфатов обусловлена щелочным геохимическим барьером, сформировавшимся при подщелачивании кислого дренажа сульфидных пород трещинными водами. На выходе величина pH вод, формирующих сток реки, меняется от 4,95 до 6,75.

Таблица 2

Химический состав донных осадков (в %), сложенных гидросульфатами

Ингредиенты										
SiO_2	Fe_2O_3	CaO	MgO	MnO	K_2O	Na_2O	Cu	Zn	Cd	SO_4
9,0	3,05	1,20	2,53	0,039	0,25	0,30	1,24	1,57	0,00133	19,8

Далее характеристика особенностей миграции и аккумуляции металлов на геохимических барьерах в потоке рассеяния Сибайского медноколчеданного месторождения в р. Карагайлы проведена по мультипликативному показателя (рис.). Последний широко используется при решении поисковых задач, в частности для усиления слабоинтенсивных геохимических аномалий, и представляет из себя произведение концентраций рудных и/или сопутствующих металлов. В данном случае рассматривается произведение содержания (в %) Cu, Zn и Cd, умноженное на 1000 для уменьшения разрядности величины. Точка 1 на рис. представляет фоновое значение мультипликативного показателя.

Через 1 км от истока в водоток впадает ручей (точка 4 на рис.), через который осуществляется отведение карьерных вод. Состав вод характеризуется очень высокой степенью минерализации и загрязнения тяжелыми металлами (пр. 704-1, 704-2 в табл. 1), близкими по составу подотвальным водам. Отмечается низкое значение кислотно-щелочного показателя (pH 3,5-5,0). По величине расхода воды река и ручей сопоставимы между собой. В сбросе отмечается большое количество взвешенных тонкодисперсных частиц. Для карьерных вод с высоким содержанием металлов на месте впадения формируется щелочной барьер, обусловливающий еще один пик концентраций металлов в донных осадках. Одновременно с этим подкисление воды в реке (ниже впадения ручья pH речной воды понижается до 4,85) вызывает снижение активности процесса образования гидросульфатов и преимущественное осаждение металлов на этом участке за счет процессов адсорбции. Об этом свидетельствует рост доли подвижных форм, которая составила для Cu 70% (при среднем значении в реке – 30-35%), Zn – 82% (среднее около 50%) и Cd – 72% (среднее 45-50%).

Предваряя дальнейшую оценку ситуации, следует подчеркнуть, что характер миграции металлов в потоке рассеяния изменился после 2011 г., когда в водоток начался сброс воды с очистных сооружений (2,2 км ниже по течению от истока реки; т. 10 на рис.), введенных в эксплуатацию в 2011 г. На сооружениях проводится очистка части карьерных и рудничных вод методом флокуляции. Значение pH очищенной воды составляет около 10,5, что приводит к значительному подщелачиванию речной воды.

До запуска очистных сооружений вода реки на среднем и нижнем участках характеризовалась слабокислой и нейтральной реакцией. В промышленной зоне города в среднем течении pH составлял до 5,45-5,75 (в период обильных атмосферных осадков –

до 6,50), а в нижнем течении в п. Калининское речная вода достигала нейтральных значений (6,45-7,10). При этом в среднем течении в слабокислой среде отмечалось низкоинтенсивное отложение гидросульфатов. По течению реки формировались механические барьеры в местах разлива водотока (т. 9, 13 и 18 на рис.). На них в донных осадках фиксировалось увеличение концентрации металлов.

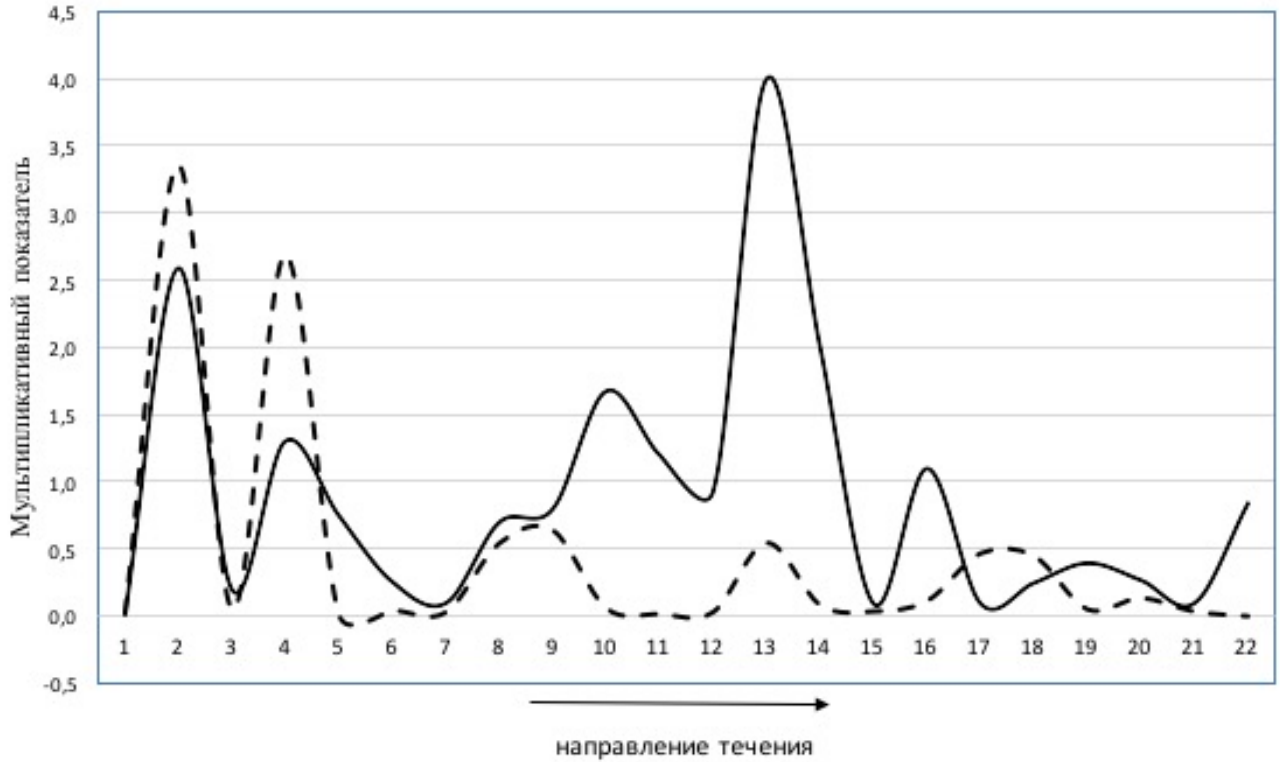


Рис. Мультипликативный показатель распределения Zn Cu и Cd в донных осадках реки Карагайлы (пунктирная линия – до 2011 г.; сплошная – после 2011 г.; по горизонтальной оси – точки отбора проб воды и донных осадков)

После запуска очистных сооружений сброс щелочных вод привел к значительному росту pH воды (до 7,5-8,0) и образованию ниже по течению щелочного барьера (т. 11-16 на рис.), который резко снизил миграционную способность металлов и обусловил их активную аккумуляцию на дно. Это подтверждается данными, приведенными в табл. 3, отражающими рост концентрации валовых и подвижных форм в донных отложениях водотока после 2011 г.

Таблица 3

Содержание подвижных и валовых форм металлов в донных осадках р. Карагайлы до начала работы и после запуска очистных сооружений

Металлы, мг/кг	До 2011 г.				После 2011 г.			
	Вал (n=30)		Подвижные (n=16)		Вал (n=12)		Подвижные (n=10)	
	среднее	ст. откл.	среднее	ст. откл.	среднее	ст. откл.	среднее	ст. откл.
Zn	5141	4109	2943	3848	9180	3746	4437	3128
Cu	5353	5082	1916	3019	6855	4369	1980	1400
Cd	8,9	8,2	5,0	5,9	15,9	9,8	6,4	4,7

Если до запуска очистных сооружений комплекс литолого-геохимических барьеров не оказывал существенного влияния на химический состав воды, то искусственный щелочной барьер привел к заметному снижению концентрации металлов и минерализации речных вод. Так, в нижнем течении реки содержание Zn снизилось с 15,8 до 0,826 мг/л, Cu – с 1,4 до 0,0125 мг/л и Cd – с 0,080 до 0,003 мг/л.

Полученные результаты позволяют сделать следующие выводы. Горнопромышленное производство приводит к существенному загрязнению природных компонентов окружающей среды рудными и сопутствующими металлами. Водотоки, занимающие в ландшафтно-геохимической катене самый нижний уровень, наиболее уязвимы к химическому загрязнению. В донных осадках формируются вторичные техногенные потоки рассеяния металлов. На примере р. Карагайлы показано, что в отложениях водотока накапливается большое количество рудных и сопутствующих металлов, весомая доля которых (до 50% и более) находится в подвижных формах. При этом формы их нахождения зависят от физико-химических свойств воды, особенно pH. Сброс щелочных сточных вод с очистных сооружений в р. Карагайлы в последние годы вызвал формирование (хотя и не планируемое) искусственного щелочного барьера, который увеличил самоочищающуюся способность водотока и снизил уровень загрязнения р. Худолаз – притока р. Урал. Осаждение в форме гидросульфатов привело к повышению валового содержания изученных металлов в донных осадках и снижению доли их подвижных форм.

Литература

1. Емлин Э.Ф. Прикладная геохимия. Миграция цинка и кадмия в геотехногенных системах сульфофильного ряда. Учеб. пособие. Екатеринбург: Изд-во УГГУ, 2005. 97 с.

2. Опекунов А.Ю., Опекунова М.Г. Геохимия техногенеза в районе разработки Сибайского медно-колчеданного месторождения // Записки Горного института. Т. 203. 2013. С. 196-204.

3. Опекунов А.Ю., Леонтьева Л.В., Куприна М.С. Геохимические особенности современного осадкообразования в районе разработки Сибайского медноколчеданного месторождения (Южный Урал) // Вест. С.-Петерб. ун-та. 2010. Сер. 7. Вып. 2 (№ 15). С. 84-98.

УДК 553.2+553.495

ТЕОРИЯ ПЛАСТОВО-ИНФИЛЬТРАЦИОННОГО УРАНОВОГО РУДООБРАЗОВАНИЯ – ПЕРВЫЕ ШАГИ

Печенкин И.Г.

ВИМС имени Н.М. Федоровского, Москва, e-mail: pechenkin@vims-geo.ru

В 1944–1965 гг. в условиях дискуссии со сторонниками сингенетического происхождения урановых месторождений в осадочных толщах Средней Азии была создана теория экзогенного эпигенетического (инфильтрационного) рудообразования. Ее внедрение в практику геологоразведочных работ с разработкой научно обоснованной методики прогнозирования, поисков и разведки урановых месторождений обеспечило становление крупнейшей в Мире Притяньшаньской урановорудной мегапровинции. Большой коллектив отечественных геологов-практиков и ученых участвовал в решении этой сложной проблемы и обогнал на десяток лет аналогичные теоретические разработки геологов США. Сегодня пластово-инфильтрационные месторождения (песчаниковые по типизации МАГАТЭ) составляют важный промышленно-генетический тип рудных объектов, являющихся одним из ведущих источников атомного сырья во многих странах Мира.

Значительная роль в создании и развитии отечественной минерально-сырьевой базы (МСБ) урана принадлежит специализированным подразделениям научно-исследовательских организаций, которые проводили прогнозные исследования, осуществляли детальное изучение урановых месторождений, разрабатывали теоретические вопросы уранового рудообразования, критерии поисков оруденения, методические основы геологоразведочных работ, выделяли перспективные площади для поисков, постоянно оказывали научно-методическую помощь производственным организациям. Немалый вклад в эти работы внесен выдающимся ученым-геохимиком Александром Ильичом Перельманом – крупнейшим специалистом в области геохимии урана, гипергенных эпигенетических процессов и теории экзогенного рудообразования, ведущей темой творческой деятельности которого стала геохимия ландшафта. Он разработал учение о геохимических барьерах, ставшее одним из его важнейших достижений, вошедших в золотой фонд науки [1, 2 и др.].

Особую остроту сырьевая проблема приобрела в связи с началом Атомного проекта СССР, когда стали известны успехи зарубежных ученых в области физики атомного ядра и получения возможностей реализации проектов использования энергии урана в военных целях. В те годы отечественную урановую МСБ представляли пять небольших месторождений в Ферганской долине: Тюямуюн, Майлисай, Уйгурсай, Табошар и Адрасман. Началось всестороннее интенсивное изучение приповерхностных урановых проявлений и аномалий известных с 1930-х гг. в пустынных районах Средней Азии, часто локализующихся в коре выветривания и в древних почвах (Ю.М. Голубкова, Л.А. Быков, В.И. Попов, А.А. Петренко, М.Э. Пояркова и др.). Их количество резко возросло после внедрения в практику работ аэрогамма-поисков, что потребовало наземной заверки выявленных и известных ранее перспективных участков.

Изучение древних процессов миграции солей и формирование уранового оруденения в приповерхностных условиях пустынь, проводимое А.И. Перельманом в 1946–1949 гг. охватило восточную часть Каракумов и Кызылкумы [3]. Исследования показали, что древние почвы широко распространены на территории равнин Средней Азии и часто сопровождаются уран-ванадиевой минерализацией. Особенности этих процессов изложены в докторской диссертации Александра Ильича «Аккумуляция урана в ископаемых и реликтовых почвах Восточной Туркмении и Западного Узбекистана» (1954).

Подробно был исследован участок в Восточной Туркмении в районе поселков Учаджи и Равнина. По А.И. Перельману, накопление приповерхностной урановой минерализации происходило в супераквальную стадию развития почв солонцового профиля, когда залегающие близко от поверхности грунтовые воды извлекали подвижный уран из пород и вместе с солями откладывали его в почве. В солонцовом профиле им выделено четыре карбонатных и два гипсовых горизонта (сверху вниз): $К_1$ – бурый, рыхлый, комковатый; $К_2$ – бурый, комковатый с красным оттенком; $К_3$ – светло-сиреневый, орехово-комковатый (палыгорскитовый); $К_4$ – конкреционный; $Г_1$ – рыхлый (шестоватый) гипсовый; $Г_2$ – плотный гипсовый [3]. Связывая накопление урана со стадией осаждения гипса, А.И. Перельман считал в целом процесс одноактным – образование солонцов «типа Учаджи».

Последующие работы показали, что концентрация различных элементов в приповерхностных условиях происходила по следующей схеме. На первом этапе основной процесс – испарение с возможной концентрацией в незначительных количествах ванадия, цинка, молибдена, урана и др. Второй этап – почвообразование с накоплением в почве бария, ванадия, фтора, фосфора. Третий этап – испарение, которое приводит к повышенным содержаниям урана в приповерхностных частях грунтовых вод. Они при подъеме по капиллярам встречаются с почвенными образованиями, где и происходит осаждения урана. Это подтверждает точку зрения А.И. Перельмана об инсоляционном происхождении минерализации, но показывает, что процесс формирования солонцов и урано-ванадатов был многоэтапным и растянут во времени до 2–3 млн лет.

В тоже время в рамках «Атомного проекта» СССР в 1944–1954 гг. изучение рудоносности осадочного чехла Средней Азии превалировало в пределах Ферганской впадины, где были известны скопления урановой минерализации в палеогеновых известняках и неогеновых песчаниках. Сингенетическая гипотеза происхождения месторождений Ферганы была в 1940–1950-е гг. общепризнанной и позднее развивалась, и модифицировалась Я.Д. Готманом, В.И. Данчевым, Н.П. Стреляновым, Д.Д. Пенинским, Т.А. Лапинской, Е.И. Антипычевой, И.А. Пановым, А.Н. Шевниным и др. Сыграв на первом этапе положительную роль в развитии геолого-прогнозных и поисковых работ, эта концепция ограничивала перспективы выявления новых урановорудных объектов карбонатными горизонтами палеогена, по существу оставляя вне рассмотрения терригенные осадочные толщи.

Вместе с тем, в нее не укладывались многочисленные накапливавшиеся данные о наложенном характере руд и их связи с проницаемыми водо-нефтеносными горизонтами. Это позволило ряду гидрогеологов ВСЕГИНГЕО и экспедиции № 1 ИГЕМ, а затем литологов под руководством В.Н. Холодова выдвинуть в 1953–1958 гг. альтернативную идею генезиса руд майлисуйского типа, и связать их образование с процессами биохимического окисления залежей углеводородов ураноносными сульфатными пластовыми водами [4, 5 и др.].

В 1952 г. на севере Центральных Кызылкумов выявляется мощная Учкудукская аэрогамма-спектрометрическая аномалия, представленная на поверхности локальными скоплениями вторичных урановых минералов в ассоциациях, близких к наблюдавшимся в районе Учаджи-Равнина, что предопределило на первом этапе изучения ошибочно считать их аналогами. Это связано с существовавшими в то время представлениями о данном типе руд как «бескорневом» инсоляционном, имеющим широкое распространение на равнинах Средней Азии. При разбуривании аномалии на глубину выявлено наличие больших запасов первичных (неокисленных) урановых руд, что в буквальном смысле перевернуло представления о перспективах осадочных отложений региона и дало толчок для начала их планомерного изучения. Преобладание сингенетической гипотезы формирования осадочных урановых руд, поддерживаемой многими ведущими учеными, определило направление тематических работ – фациальный ана-

лиз рудовмещающих пород месторождения и фациально-палеогеографическое картирование меловых отложений региона в целом.

Переломным в изучении месторождения Учкудук стал 1956 г. Геологами Краснохолмской экспедиции (В.М. Мазин, Г.А. Печенкин) при проведении разведочных работ проверялась эмпирически установленная особенность размещения оруденения, а по итогам полевого сезона впервые были составлены карты распространения лимонитизации и подтверждено, что все выявленные рудные тела локализуются на границе выклинивания зоны пластового окисления (или, как ее называли в то время, «межпластового»). Преобладающей формой рудных тел в разрезе оказалась удлиненно-серповидная («ролловая»), а линзовидные тела, рассматривавшиеся А.Н. Шевниным и др. в качестве типичных представителей сингенетических, определились, как обособленные отрезки крыльев тех же роллов. Роль фациального контроля при размещении руд не подтвердилась. Во всех разведанных горизонтах оруденение размещалось афациально, тяготея к замыканию окисленных разностей пород [6]. Осенью 1958 г. в г. Ташкенте обсуждались вопросы генезиса месторождения Учкудук. Большинство специалистов поддержало идею рудообразующей роли зон пластового окисления и локализации руд на ее выклинивании.

Полученные при поисково-разведочных работах на месторождении факты в совокупности с фациально-литологическим, литолого-геохимическим картированием, гидрогеохимическим анализом и минералого-геохимическим изучением руд и вмещающих пород привели геологов Краснохолмской экспедиции и ВИМСа (Е.М. Шмариович, Е.А. Головин и др.) к выводу о том, что месторождение Учкудук является эпигенетическим и образовано в результате осаждения урана из нисходящих кислородсодержащих пластовых вод.

В результате коллективного труда геологов различных специальностей постепенно вырабатывалась новая генетическая концепция. Ее успешное внедрение в практику геологоразведочных работ и в разработку научно обоснованных методов прогнозирования, поисков и разведки урановых месторождений позволило в начале 1960-х гг. ввести понятие о «зонах пластового окисления» и о линиях их выклинивания – «геохимических барьерах», где локализуются рудные залежи. Именно месторождения учкудукского типа стали «полигоном» для формирования учения о геохимических барьерах. Большой вклад в эту проблему был внесен А.И. Перельманом [7].

Применение эпигенетической гипотезы рудообразования на практике «красной нитью» проходит через все последующие годы прогнозных и поисково-разведочных работ в Центральных Кызылкумах. В 1958 г. открыты месторождения Тохумбет, Бахалы, в 1959 г. – Букинай, в 1960 г. – Сабырсай, в 1961 г. – Южный Букинай, Сугралы, Мейлысай, Лявлякан. Такое обилие выявленных за короткий срок месторождений позволило сформулировать понятие о новом «учкудукском» типе урановых месторождений. Накопившегося материала было достаточно для создания теории экзогенного пластово-эпигенетического (пластово-инфильтрационного) рудообразования [6, 7 и др.].

Литература

1. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.: Географгиз, 1961. 391 с.

2. Евсеева Л.С., Перельман А.И. Геохимия урана в зоне гипергенеза. М.: Государственное издательство литературы в области атомной науки и техники, 1962. 239 с.

3. Перельман А.И. Процессы миграции солей на равнинах восточной Туркмении и западного Узбекистана в неогене (Древние почвы пустынь Средней Азии). Тр. ИГЕМ. Вып. 25. М.: АН СССР, 1959. 108 с.

4. Германов А.И. Кислород подземных вод и его геохимическое значение // Изв. АН СССР. Сер. геол. 1955. № 6. С. 70–82.

5. Холодов В.Н., Лисицин А.К., Комарова Г.В., Кондратьева И.А. Об эпигенетической

зональности в нефтеносных карбонатных породах // Изв. АН СССР. Сер. геол. 1961. № 11. С. 50–63.

6. Учкудукский тип урановых месторождений Республики Узбекистан / Х.К. Каримов, Н.С. Бобоноров, К.Г. Бровин и др. Ташкент: Фан, 1996. 334 с.

7. Экзогенные эпигенетические месторождения урана. Условия образования / Под. ред. А.И. Перельмана. М.: Атомиздат, 1965. 324 с.

УДК 91

ИСТОРИЯ НАУК О ЗЕМЛЕ В НАУЧНОМ НАСЛЕДИИ АЛЕКСАНДРА ИЛЬИЧА ПЕРЕЛЬМАНА

Снытко В.А., Дьяконов К.Н.
МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: vsnytko@yandex.ru

Интерес к истории науки проходит через все этапы творческой деятельности А. И. Перельмана. Он был автором научных биографий В.И.Вернадского, А.Е.Ферсмана, Б.Б.Полынова, А.А.Саукова, в которых ярко проявился его талант как историка науки.

Уже в своем первом монографическом издании [1] А.И. Перельман рассматривает вопросы истории учения о ландшафтах и зарождения геохимии ландшафта. Возникновение ландшафтно-геохимического направления было обусловлено общими тенденциями развития науки, созданием новых наук на стыке существующих. Так было и с геохимией ландшафта, когда Б.Б. Полынов, занимаясь проблемами географии и геохимии, выдвинул идеи геохимии ландшафта, обозначив их в серии докладов на мероприятиях в Академии наук СССР в 1940-е гг. Однако истоки геохимии ландшафта следует искать в его исследованиях 1920-1930-х гг., когда был предложен метод сопряженного анализа – основной метод геохимии ландшафта. Б.Б. Полынову удалось только наметить структуру новой науки. Его выдающийся ученик А.И. Перельман практически завершил дело своего учителя, написав и издав «Очерки геохимии ландшафта» [1]. В этой книге он воздал должное трудам В.И. Вернадского, А.Е. Ферсмана, В.Р. Вильямса, А.П. Виноградова. И в последующих изданиях этой книги вопросам истории науки уделяется внимание [2].

О крупнейшем теоретике, одном из основоположников геохимии, минералоге с мировым именем, организаторе науки академике А.Е. Ферсмане А.И. Перельманом издана книга в серии «Научно-биографическая литература» [3]. В ней «автор стремился осветить все стороны деятельности А.Е. Ферсмана, рассказать об эволюции его творчества, о важнейших достижениях, об источнике его интереса к отдельным проблемам, о роли в его жизни грандиозных исторических событий, свидетелем и участником которых он был» [3, с. 6]. В первой части монографии рассказано о трудах А.Е. Ферсмана, его экспедициях, организационной и общественной деятельности. Вторая и третья части освещают главные пути научного творчества ученого и развитие его идей. Заканчивая эту книгу, А.И. Перельман пишет: «Обращаясь еще раз к жизненному и научному пути ученого, мы поражаемся безграничной широте его творчества, охватившего многие проблемы наук о Земле, насущные вопросы хозяйственного строительства, образования, культуры» [3, с. 259].

В 1977 г. А.И. Перельман вместе с М.А. Глазовской и Е.И. Парфеновой опубликовал монографию об академике Б.Б. Полынове [4]. В первой части книги прослежена жизнь и научная деятельность ученого. Во второй части изложено главное в научном творчестве Б.Б. Полынова: учение о коре выветривания; развитие теоретических основ почвоведения и науки о ландшафтах; геохимия ландшафта; Полыновские лекции о коре выветривания, почвах и ландшафтах; мысли об организации науки и высшем образовании; вопросы истории почвоведения в творчестве Б.Б. Полынова; исследования по методологии науки; идеи Б.Б. Полынова в наши дни. Авторы широко использовали труды ученого, а также архивные данные. Непосредственное общение авторов с Б.Б. Полыновым проходит через многие страницы этого сочинения по истории науки.

В ряде своих работ А.И. Перельман обращается к творчеству В.И. Вернадского. Он был одним из авторов издания «Творцы отечественной науки. Географы» [5], где опубликован его очерк о В.И. Вернадском [6]. В нем дан анализ научного творчества учено-

го, особо рассмотрено влияние идей Вернадского на развитие науки и сделан вывод: «научные идеи В. И. Вернадского составляют такой прочный теоретический фундамент, который на длительную перспективу обеспечит развитие многих разделов наук о Земле» [5, с. 333].

В книге «Геохимия природных вод» [7] А.И. Перельман рассматривает историю геохимического подхода к водам нашей планеты.

В своих работах по истории науки А.И. Перельман привел много новых, малоизвестных научной общественности фактов.

Литература

1. Перельман А.И. Очерки геохимии ландшафта. М.: Географгиз, 1955. 392 с.

2. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: "Астрея-2000", 1999. 768 с.

3. Перельман А.И. Александр Евгеньевич Ферсман. М.: Наука, 1983. 272 с.

4. Глазовская М.А., Парфенова Е.И., Перельман А.И. Борис Борисович Полынов. М.: Наука, 1977. 144 с.

5. Творцы отечественной науки. Географы. М.: АГАР, 1996. 497 с.

6. Перельман А.И. Владимир Иванович Вернадский // Творцы отечественной науки. Географы. М.: АГАР, 1996. С. 318-334.

7. Перельман А.И. Геохимия природных вод. М.: Наука, 1982. 150 с.

УДК 505.4.01: 001

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ БАРЬЕРЫ С ПОЗИЦИЙ СИНЕРГЕТИКИ (СЕМАНТИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ)

Хаустов А.П.

Российский университет дружбы народов, Москва, e-mail: khaustov_ap@pfur.ru

Учение о геохимических барьерах (ГХБ) было центральным в исследованиях А.И. Перельмана. Начиная с 1961 г., им создавались основы их классификации, которая удачно раскрывает суть ученья о ГХБ [1]. Само по себе классифицирование объектов или процессов в широком смысле является свидетельством зрелости любого научного направления и практической оправданности создания конечного продукта – классификации. Классифицирование, как метод познания, – чрезвычайно эффективный онтологический прием, о чем свидетельствуют классификационные построения А.И. Перельмана. Научная их ценность заключается еще и в том, что классифицируются экстремальные элементы (ситуации геохимических систем) – барьеры. Попытаемся с этих позиций оценить вклад А.И. Перельмана, привлекая основы хакеновской синергетики, представления о самоорганизации систем и неравновесной (нелинейной) термодинамики И. Пригожина и его школы. Российский опыт такого подхода широко представлен учеными МГУ – С.П. Курдюмовым, Г.Г. Маленецким, А.П. Руденко, А.В. Смагиным, В.А. Твердисловом и др.

Начнем с семантики, а это, прежде всего, определение. По А.И. Перельману, геохимические барьеры (в пер. с французского – препятствие, этаж) рассматриваются «как участки земной коры, где на коротком расстоянии происходит резкое уменьшение интенсивности миграции химических элементов, и как следствие, их концентрация». В некоторых определениях «участки» дополняются уточнением «в зоне гипергенеза». Выделим ключевые слова в авторском определении. «Резкое уменьшение…» и, далее, «концентрация элементов»: возникает неопределенность, насколько резким должно быть снижение интенсивности миграции рост концентраций, чтобы барьер считался барьером, и наоборот. Прямая закономерность между скоростями фильтрации и диффузией (сорбцией) в природных условиях практически не встречается. Чаще всего это процессы нелинейные и неравновесные. Далее, логично заключить: вследствие снижения концентраций образование барьера не происходит, хотя свойства геохимической среды меняются. Где и при каких условиях происходит резкое увеличение концентраций, в определении не раскрыто, зато широко представлено в классификации ГХБ А.И. Перельмана.

В большом энциклопедическом словаре (БЭС) определение ГХБ трактуется уже с других позиций: «в зонах резкого уменьшения миграционной способности каких-либо химических элементов; процесс сопровождается их осаждением из раствора и приводит к возникновению их повышенной концентрации, в том числе промышленных месторождений» [2]. Это еще более неопределенное и неудачное трактование термина ГХБ.

Во-первых, само понятие «зона» слишком многогранно и вносит главную неопределенность: если она не выделена (а выделение фундаментально допустимо с помощью границ, которые подвижны в природных системах во времени и пространстве), то ГХБ в принципе не могут существовать, поскольку они вторичны по отношению к зонам. Согласно БЭС, «зона» представляет собой пространство между границами, участок с определенными свойствами.

Во-вторых, «процесс сопровождается осаждением вещества из раствора». То есть, процессы возникновения ГХБ могут происходить только в водоемах и водотоках, или в

исключительных случаях в лабораторных условиях. Главное – что они определяются ньютоновскими силами. В пористых и трещинных средах происходит сорбция вещества при определенных градиентах фильтрации, которая принципиально отличается от осаждения.

В электронном учебнике «Геохимия биосферы» Красноярского аграрного университета (http://www.kgau.ru/distance/ebtf_01/mahlaev/geohimiya-bad/00a_author.html) определение ГХБ более корректно, но приводятся совсем уж неудачные примеры макро-, мезо- и микробарьеров. К последнему относят «место выхода источника с восстановительными водами». Обращаем внимание, что есть геохимические обстановки, а воды являются их продуктом, то есть сам термин «восстановительные воды» некорректен.

Также к барьерам относят: оконное стекло, полоса лесонасаждений, запруда и т.д. Если для оконного стекла и запруд границы четко выражены и определены, а их функции – не пропускать тепло, холод и влагу (а иногда и свет), то для лесных полос функции принципиально иные. Границы здесь диффузны и созданы для обмена самыми различными субстанциями, без которых лесные полосы существовать не могут.

Во-вторых, перенос вещества (миграционная способность) допускается только в растворах, а процессы «сухой диффузии» и в принципе термодинамическая диффузия не приводят к накоплению или, наоборот, к разубоживанию вещества. Такое представление недопустимо с позиций физической химии.

Еще один «интересный» момент: в электронном учебнике приведена классификация вод, поступающих к ГХБ (аналогичная классификации ГХБ А.И. Перельмана) с запрещенными их типами, которые внесены А.И. Летувинскасом. Отметим, что многие из запрещенных типов «составов вод, поступающих в ГХБ», довольно часто встречаются в природных условиях (сульфидные полиметаллические месторождения), а в техногенных тем более.

Одно из определений конкретизирует «участи биосферы», на которых развиваются ГХБ, откуда следует, что вне существования биосферы ГХБ существовать не может. А как же границы ядра, мантии и земной коры, представляющие собой глобальные геохимические барьеры?

В Горной энциклопедии [3] ГХБ – «участки земной коры, на которых в направлении миграции химических элементов одна устойчивая геохимическая обстановка на относительно коротком расстоянии сменяется другой. При этом происходит уменьшение миграционной способности отдельных элементов и их избирательное накопление, вплоть до образования рудных тел». Здесь с семантических позиций тоже не все благополучно.

Во-первых, «участок» предполагает в первую очередь площадные ограничения. Во-вторых, понятие устойчивости геохимической обстановки в направлении миграции в принципе не поддается интерпретации. Миграция – процесс нестационарный во времени и пространстве и, следовательно, понятие устойчивости к нему применимо только теоретически. Отметим, что в этом определении имя А.И. Перельмана не упомянуто, следовательно, определение неизвестное, авторское. В третьих, смена обстановок – непременное условие существования ГХБ. Обстановок каких? Но ГХБ могут возникать и без смены геохимических обстановок и наоборот. Все дело – в критических условиях взаимодействий факторов и условий миграции растворов. Главное – в синергизме этих процессов. Существенное в данном определении – избирательный характер химических элементов по отношению к барьерам. Здесь мы вплотную приблизились к функции границ.

В заключение семантического обзора отметим, что с позиций проведенного анализа термин «барьер» – не очень удачный. Поэтому А.И. Опекуновым [4] была предложена классификация «границ – разделов» и «границ – барьеров» с различным агрегат-

ным состоянием, на которых происходит максимизация массообмена за счет градиента физико-химических параметров на разделе фаз. С позиций системного анализа абсолютно правильно утверждается, что определение систем из окружающей среды – это проблема границ (на этом акцентируется не всеми признанная наука лимология, или наука о границах и их функциях).

Ландшафтоведам эта проблема наиболее близка и разрабатывается ими уже давно. С их позиций граница – активное каркасное явление, область не только разделения, но и взаимодействия. Это означает, что функции границ носят не только запретительный, но и разрешительный характер. Иными словами, границы на пути энергомассопотоков для одних их видов (состояний) будут непроницаемы, для других открыты. Тем не менее, проведение границы или ее идентификация формально превращает сплошную (однородную) среду в дискретную. Безусловно и то, что познание сущности происходит через взаимодействующие неоднородности или их границы, или даже через множественность границ, которые выбираются нами через конкретно выбранные измененные характеристики (классы барьеров по А.И. Перельману, хотя понятие «класс» неиерархично).

Например, в 70-х гг. прошлого столетия на поверхности океана была выявлена «холодная пленка», фиксируемая разрывом температурной кривой. По А.В. Шумилову, (1986 г.) ее толщина от 10-20 мкм до 1-2 см, с аномальным температурным градиентом 2-5 ^{o}C /см. Образно пленку назвали «кожей океана». Она термодинамически неустойчива, тем не менее, ее функция колоссальна в связи с тем, что она контролирует огромные потоки энергомассообмена в системе «океан – атмосфера». Наряду с макропроцессами в микрослое (более удачное название пленки) происходят термодиффузинные процессы с разделением ионов и органики. Так формируются регулярные динамические структуры с колебательным и волновым характером. Это как раз яркий пример того, что неустойчивость определяет устойчивость и сохраняет жизнь огромным океаническим массам, несмотря на микроскопические размеры. Отсюда, мы имеем дело с системам накопленной сложности, то есть компоненты для которых могут быть установлены функции в системообразовании при их последовательном удаление никогда не приведет к потери полной функции системы.

Ни одна сложная структура не может возникнуть «готовой», а ГХБ относятся именно к сложным структурам. Легкая разрушаемость процессов, протекающих в системах, приводит к росту энтропии, следовательно – к разрушению границ и, значит, к увеличению однородности. Границы возникают вновь или мигрируют в пространстве и времени в зависимости от внешних и внутренних взаимодействий в системе. В случае, если внутреннее взаимодействие превышает внешнее, система стремится к самоорганизации из определенных центров или аттракторов. Можно привести пример с возникновением техногенных биологических субстанций в Мексиканском заливе после нашумевшей аварии буровой платформы Deepwater Horizon в 2010 г.

Согласно современным представлениям [5] ГХБ – «открытая, неравновесная, динамическая, самоорганизующаяся система с множеством факторов, обуславливающих осаждение элементов». Несмотря на лаконичность, это наиболее содержательное определение ГХБ, отвечающее системным представлениям. Однако и здесь можно найти семантические несогласованности. Если система неравновесная, то она, безусловно, является динамической. «Множество факторов» для развития природных систем и их элементов – утверждение во многом проблематичное и связано с их (факторов) устойчивостью. В нелинейной динамике для открытых систем эволюцию определяет ограниченное число движущих сил (факторов), а еще точнее их кооперация или синергизм [6]. В случае воздействия разнонаправленных факторов, примерно равных по своей энергии, создаются резонансные автоколебательные структуры, приводящие к разрушению границ и, следовательно, систем. В тоже время автоволновые процессы при оп-

ределенном сочетании векторов внешних и внутренних сил в системе являются причиной возникновения неоднородностей и, следовательно, границ (резонансное саморазвитие).

По своей сути приведенное выше определение ГХБ позволяет считать их «активной средой», способной к пространственно-временной самоорганизации, а это уже принципиально новые подходы к их изучению. Самоорганизующаяся система на определенные отрезки времени может принимать условно нечеткие формы границ за счет неравновесности. В этом смысле мы переходим от пространственных границ к временным ограничениям. Если время фильтрации или диффузии значительно больше времени переноса вещества (система с запаздыванием), то мы имеем дело с точечной или сосредоточенной системой. В обратном случае будет система с распределенными параметрами. Именно в таких системах возможны согласованные структуры во времени и пространстве и их хаотическое чередование в различных точках. Вероятнее всего, на границах ГХБ «рождаются» и «умирают» геохимические микросистемы с целью создания более устойчивых форм или структур, а это еще одна функция ГХБ.

Таким образом, границы (барьеры) – необходимый структурный элемент самоорганизующихся систем. Изменение структуры или порядка невозможно без разграничения структуры на элементы. Разнообразие резонансных форм устойчивых связей в системе приводит к неустойчивости границ. Это, парадоксальное на первый взгляд, суждение приводит к принципиальному пересмотру понятия «геохимический барьер». Более того, границы предопределяют нелинейность. Как правило, неоднородности располагаются вблизи границ существования системы. Отсюда следует, что эволюция систем происходит из пограничных областей или их пограничных состояний [7].

Одна из трактовок второго закона термодинамики свидетельствует о том, что неупорядоченных состояний в системе гораздо больше, чем упорядоченных. По сути, это готовый постулат в методологии поиска границ природных систем и познания функциональной сущности ГХБ.

Литература

1. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.: Географгиз, 1961. 391 с.

2. Большой энциклопедический словарь. М.: Сов. энцикл., 1991. С. 292.

3. Горная энциклопедия. Т 2. / Под ред. Е. А. Козловского. М.: Сов. энцикл., 1986. С. 15-16.

4. Опекунов А.Ю. Геохимия и литодинамика аквального техноседиментогенеза : Дис. ... д-ра геол.-минерал. наук : 25.00.09. СПб., 2004. 419 с.

5. Касимов Н.С., Борисенко Е.Н. Становление и развитие ученья о геохимических барьерах // Геохимические барьеры в зоне гипергенеза. М.: МГУ, 2002. С 6-37.

6. Хаустов А.П. Геологические неоднородности - фундаментальный элемент гетерогенных систем (технологический аспект) // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2006. №6. С. 554-564.

7. Хаустов А. П. Техногенные системы как феномен самоорганизации материи (на примере загрязнения геологической среды углеводородами) // Литосфера. 2014. № 1. С. 105–116.

СЕКЦИОННЫЕ ДОКЛАДЫ

УДК 631.41

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ПОЧВ В УСЛОВИЯХ Г. МОСКВЫ

Абросимова Г.В., Плеханова И.О.
МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва,
e-mail: gskopenkova@mail.ru; irinaoplekhanova@mail.ru

Городские почвы, в отличие от почв фоновых территорий, функционируют в новых условиях водного и температурного режима, присущего урбанизированным экосистемам, а также при повышенном поступлении пыли, состав которой определяется потоками автотранспорта, топливного и промышленного производства, развитого в городе [1, 2]. Масса пыли, ежесуточно поступающей на поверхность почв городов, в 4–6 раз превышает фоновый уровень. В составе пыли содержится много карбонатов Ca и Mg, поступающих в результате строительной деятельности, что определяет смещение реакции среды в щелочную сторону по сравнению с зональными почвами. Отмечается также повышенное содержание и подвижность ряда тяжелых металлов (ТМ) и микроэлементов в городских почвах, что в свою очередь, вызывает повышение содержания этих элементов в растениях [2].

Особенность почв городских территорий состоит в том, что нельзя с уверенностью определить, что является источником загрязнения, что привнесено с атмосферными выпадениями, а что с загрязненным, или перемещенным грунтом. Почвы лизиметров являются исключением, поскольку известен состав исходной почвообразующей породы, время закладки опыта, можно проанализировать лизиметрические воды, с целью изучения баланса микроэлементов и ТМ в почвах разных модельных экосистем в условиях города.

Растительный покров является важнейшим компонентом не только природного ландшафта, но и городской среды, обеспечивая выполнение ею средообразующей и защитной функций. Особенно велика роль зеленых насаждений в очистке воздуха городов, при этом состав самих растений изменяется как за счет оседания пыли на листовых пластинках, так и за счет поглощения питательных веществ, микроэлементов и тяжелых металлов (ТМ) из почв. Таким образом, растения становятся индикаторами загрязнения окружающей среды и естественными биологическими фильтрами.

Угнетение и преждевременная гибель насаждений в городах вызваны высокой загазованностью и запыленностью воздушной среды, загрязнением почв ТМ [2], нефтепродуктами и полициклическими ароматическими соединениями, а также избытком хлоридов, которые применяются в составе антигололедных реагентов.

Целью работы является оценка масштабов поступления, накопления и выноса микро- и макроэлементов из почв лизиметров и влияние этих процессов на химический состав и состояние модельных фитоценозов.

Исследовались лизиметры почвенного стационара МГУ. Лизиметрические установки были заложены в 1965 г. с целью изучения особенностей почвообразовательного процесса на покровных суглинках под растительностью, характерной для юга таежной зоны [4]. В лизиметрах были созданы фрагменты растительных сообществ, типичных для южной тайги. Древесные насаждения занимают по четыре лизиметра: еловые, смешанные (ель, дуб, клен), широколиственные (дуб, клен). В четырех лизиметрах были посеяны многолетние травы (ежа сборная, райграс, тимофеевка, люцерна, клевер).

Два лизиметра были заняты сельскохозяйственными культурами (в настоящее время находятся в состоянии залежи), и два лизиметра – контрольные, которые поддерживали в состоянии чистого пара.

Летом 2013 г. с помощь бура были отобраны 50 почвенных проб послойно и 12 проб растений по всем лизиметрам. Для изучения масштабов поступления ТМ с осадками, в зимний период с 1 декабря 2013 г. по 1 марта 2014 г., были установлены пластиковые сосуды для сбора атмосферных осадков. Пробы атмосферных выпадений также отбирали с октября 2014 г. по апрель 2015 г. каждые 2 месяца. Затем осадки фильтровали, взвешивали, измеряли объем талых вод, отдельно анализировали осадки и талые воды. Потоки пыли на поверхность почв рассчитывали исходя из массы твердой фракции снеговых осадков, выпадающих на поверхность почв за зимний период.

Валовое содержание ТМ в почвах и твердом осадке снега лизиметров, определяли после разложения их царской водкой ($HCl + HNO_3$, 3:1). Проводили сухое озоление растений с последующим растворением золы в 1 М HNO_3. Количественный химический анализ содержания ТМ в пробах талой воды, растворенного осадка, почвенных вытяжек и золы растений проводили на атомно-абсорбционном спектрофотометре AAS-3 и методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плазмой (Agilent ICP-MS 7100a).

Анализ элементного состава почв модельных экосистем показал накопление микроэлементов и ТМ в поверхностном слое почв. Значительная часть микроэлементов и ТМ, поступающих на поверхность почв с техногенными потоками, задерживается в верхних горизонтах, так как химические свойства этих элементов обусловливают прочное закрепление их в почве, особенно в условиях нейтральной и слабокислой реакции среды. Состав и количество удерживаемых элементов зависят от состава и количества атмосферных выпадений, химических свойств элементов, а также от содержания и состава гумуса, кислотно-основных и окислительно-восстановительных условий, сорбционной способности почв, биологического поглощения, а также гранулометрического и минералогического состава.

О направленности процессов почвообразования можно судить по отношению содержания элемента в почве и его содержанию в почве фоновой территории. Это отношение показывает масштабы накопления элементов в почвах Кс=С/Сф. В наших исследованиях фоновым является исходный суглинок, который был засыпан в лизиметры в 1965 году. Коэффициенты концентрации элементов в почвах лизиметров относительно исходного суглинка наглядно показывают тренды их накопления в почвах под различными фитоценозами. Наблюдается значительное загрязнение поверхностного слоя почв цинком. Максимальные значения Кс характерны для почв под древесной растительностью, где содержание цинка в 18-20 раз выше, чем в исходном суглинке. Для почв под травянистой растительностью содержание Zn увеличилось в 14-16 раз, а для почв без растений – в 5 раз. Содержание Pb и Cu увеличилось меньше: в 2,2 раза для почв без растений, в 6-12 раз под остальными фитоценозами.

Элементный состав почв лизиметров формируется в основном под влиянием растительных сообществ и атмосферных выпадений; чтобы оценить влияние этих факторов необходимо сравнить содержание ТМ в почве без растений (под чистым паром) и в почвах лизиметров под различной растительностью. Увеличение содержания элементов в почве под чистым паром по сравнению с исходным суглинком определяется в основном атмосферными выпадениями, в то время как в почвах с модельными фитоценозами большую роль играет биогенное поглощение и возврат элементов в почву с опадом, а также оседание пыли на кронах деревьев и листовой поверхности трав. Запас ТМ в слое почв мощностью 50 см под древесной растительностью увеличился за прошедшие 49 лет в 4 раза, под травянистой растительностью в 3 раза, а под чистым па-

ром в 2 раза (табл. 1). Эти данные отражают участие атмосферных выпадений в формировании микроэлементного состава почв под чистым паром и суммарное участие растительности и атмосферных выпадений для почв под модельными фитоценозами.

Таблица 1

Запас тяжелых металлов в почвах лизиметров г/м ^{2} (в слое 0-50 см)

Лизиметр	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb	Запас ТМ
Исходный суглинок	56,6	2,44	2,79	5,64	1,99	69,44
Еловые насаждения	153,8	7,95	8,46	92,55	7,67	270,42
Смешанные насаждения	169,02	9,15	9,78	82,58	10,11	280,63
Широколиственный лес	172,3	8,70	6,76	93,99	9,29	291,02
Залежь	159,8	7,41	5,34	49,37	6,51	228,37
Многолетние травы	118,4	8,72	6,7	59,16	9,11	202,10
Чистый пар	69,00	7,20	5,12	40,80	5,16	127,29

Сравнение валового содержания ТМ в почвах с ориентировочно допустимыми концентрациями (ОДК) химических веществ показало, что содержание цинка в поверхностном слое почв под древесной и травянистой растительностью превышает ОДК ТМ в 1,2-1,7 раз, в то время как, в почвах под чистым паром находится в пределах нормы. Это закономерно, так как в лизиметры с растительностью поступает больше пыли за счет ее оседания на листовых пластинках, а также за счет биогенного поглощения и возврата с опадом на поверхность почв. Содержание Pb практически по всем лизиметрам находится в пределах нормы, только в поверхностном слое почв (2-10 см) под широколиственными насаждениями наблюдается небольшое превышение ОДК. Содержание Cu, Ni и Cd, также увеличилось, но осталось ниже ОДК для нейтральных суглинистых почв.

О составе атмосферных выпадений судили по данным анализа снега. Вынос элементов учитывали по составу и объему лизиметрических вод, прошедших через двухметровую толщу почв. Количество поступивших на поверхность почв металлов складывалось из их содержания в растворимой части – талых водах снега и находящихся в нерастворимой части – твердом осадке. Большая часть микроэлементов и ТМ, поступает на поверхность почв в форме трудно растворимых соединений и задерживается в верхних горизонтах. В составе твердой части осадков содержание ТМ значительно превышает их содержание в почвах, что приводит к обогащению почв этими элементами (рис. 1).

Для получения более полной информации о масштабах накопления микроэлементов и ТМ в почвах лизиметров были рассчитаны коэффициенты концентрации элементов в пыли относительно исходного суглинка (рис. 1). Содержание элементов в пыли атмосферных выпадений превышает их содержание в исходном суглинке в 100-300 раз для цинка, в 15-65 раз для свинца, 5-41 для никеля, 10-40 раз для стронция в разные периоды времени. Таким образом, состав пыли определяет тренды накопления элементов в почвах.

Следует отметить, что состав и количество нерастворимого осадка в составе атмосферных выпадений сильно варьируется. Зимой 2013-2014 г. содержание Zn, Cu и Ni в нерастворимой части снега превысило содержание этих элементов в 1995 г. в 1,5 раза. Содержание Pb в нерастворимой части снега в 1995 г. было в 2 раза выше, чем зимой 2013–2014 г. (рис. 1). Концентрации ТМ в составе пылевой части атмосферных выпадений значительно различаются и в течение года. Максимальные концентрации ТМ в осадках были отмечены в феврале-марте 2015 г.

Экспериментальное изучение миграции ТМ в составе лизиметрических вод показало, что содержание металлов не превышает таковое в лизиметрических водах природных ландшафтов. Следует отметить, что содержание ТМ в лизиметрических водах

значительно ниже, чем в растворимой части снеговых осадков. Таким образом, при существующем уровне загрязнения почв не происходит опасного загрязнения почвенно-грунтовых вод вследствие низкой растворимости ТМ в почвенном растворе и прочной фиксации в почвенном поглощающем комплексе. В то же время, это свидетельствует о том, что практически все ТМ, выпадающие на поверхность почв в составе атмосферных осадков прочно удерживаются в почвах.

В литературе приводятся различные значения нормальных концентраций микроэлементов и ТМ в растениях. На накопление ТМ растениями огромное влияние оказывает обеспечение почвы питательными элементами. За годы наблюдений в лизиметрах произошло обогащение верхних слоев почвы питательными элементами за счет естественных процессов накопления биогенных элементов, а также за счет техногенных факторов и атмосферных выпадений, в результате чего меняется количество микро- и макроэлементов, поступающих в растения.

Накопление элементов в растениях обусловлено поглощением их корневой системой из почвы, осаждением пыли и аэрозолей на поверхность растений из атмосферы, а также биологическими особенностями растений. Важную роль в защите растений от избытка, поступающих из почвы загрязняющих веществ, выполняет корневая система [2].

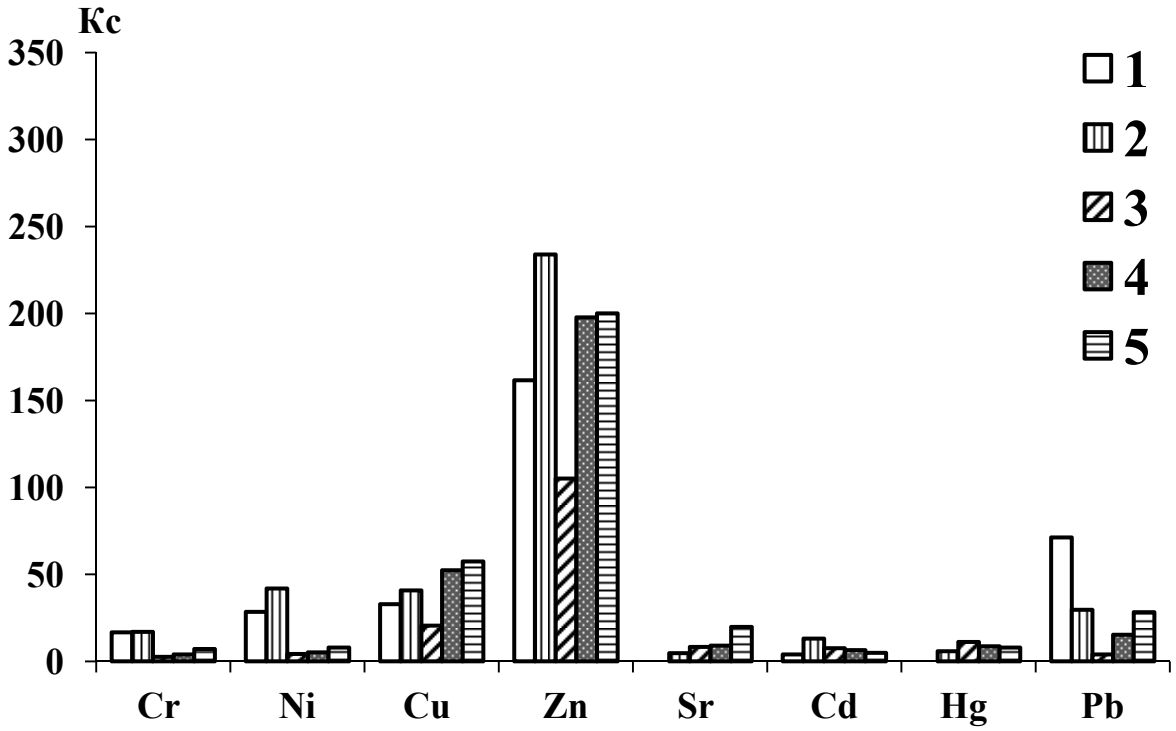


Рис. 1. Коэффициенты концентрации (Кс) тяжелых металлов в снеговой пыли, относительно исходного суглинка. Обозначения: 1 – 1995 г. по [4]; 2 – 01.12. 2013–01.03.2014 гг.; 3 – 1.10–30.11.2014 гг.; 4 – 1.12.2014–31.01.2015 гг.; 5 – 1.02. – 31.03.2015 г.

Задерживая избыточные ионы, корни способствуют сохранению в надземных органах благоприятных концентраций химических элементов. Разные растения обладают неодинаковыми защитными способностями. Работы многих исследователей показали, что между элементным составом почв и растений существует определенная связь, однако она часто нарушается из-за избирательной способности элементов к накоплению. Отмечается, что, одни элементы поглощаются растениями более интенсивно [2].

Способность растений к поглощению элементов из почв оценивают по коэффициенту биологического поглощения (КБП), который равен отношению содержания эле-

мента в растении к его содержанию в корнеобитаемом слое почвы. Например, КБП Pb изменяется в пределах от 0,02 до 0,08, а Cd от 0,11 до 0,3, что свидетельствует о более активном поглощении Cd. Кроме того, Cr и Cu поглощаются менее активно, чем Ni и Pb.

В литературе приводятся разные значения фоновых концентраций микроэлементов в растениях. Это связано с разнообразием геохимического фона почв, их различным минералогическим и гранулометрическим составом, а также биологическими особенностями растений и их отдельных частей. Сравнение полученных результатов с литературными данными показало, что содержание ТМ в растениях достигло верхней границы нормального содержания, а для Ni и Zn даже превысило ее. Таким образом, в растениях модельных фитоценозов отмечается повышенное содержание ТМ, однако защитные способности растений еще ограничивают поступление избыточного потока ТМ в растение.

Литература

1. Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.

2. Ильин В.Б., Сысо А.И. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. 229 с.

3. Винник М.А., Болышев Н.Н. Первые итоги наблюдений в открытом лизиметре // Почвоведение. 1972. №4. С. 114-121.

4. Плеханова И.О., Манагадзе Н.Г., Васильевская В.Д. Формирование микроэлементного состава почв в лизиметрах стационара факультета почвоведения Московского университета // Почвоведение. 2003. № 4. С. 409-417.

УДК 911.2:550.4

БИОГЕОХИМИЯ ЛАНДШАФТОВ В БЕРЕГОВОЙ ПОЛОСЕ МАЛЫХ ВОДОХРАНИЛИЩ ЮГА ЛЕСНОЙ ЗОНЫ ВОСТОЧНО-ЕВРОПЕЙСКОЙ РАВНИНЫ (НА ПРИМЕРЕ ЯЧЕНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА)

Авессаломова И.А.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: aiageo@yandex.ru

В основе техногенной перестройки геосистем под действием антропогенных факторов лежит изменение их естественной структурно-функциональной организации и сложившихся в процессе ее формирования внутри- и межландшафтных связей. При оценке последствий техногенеза А.И. Перельман [1] считал необходимым изучение геохимических эффектов, возникающих в результате нарушения системообразующих вещественно-энергетических потоков. По его мнению, несмотря на разнообразие техногенных геосистем, важное значение с методологической точки зрения имеет учет принципа централизации. Принцип предполагает установление очага техногенного воздействия, импульсы которого благодаря миграционным процессам передаются в окружающей среде и вызывают ответные реакции со стороны природных компонентов. Они выступают как индикаторы изменений, фиксирующих основные направления трансформации ландшафтов.

Выявление изменений на локальном уровне предполагает проведение катенарного анализа, раскрывающего миграционную структуру и перераспределение химических элементов в геохимических сопряжениях с выделением зон выщелачивания и аккумуляции на геохимических барьерах. Выбор катен проводится с учетом пространственной приуроченности контактных полос, формирующихся при взаимодействии техногенного объекта и ландшафтов его окружения. Для фиксации последствий используется комплекс геохимических показателей, отражающих изменение геохимической контрастности сопряженных комплексов, радиальной и латеральной дифференциации элементов, специфику концентрационных механизмов в барьерных зонах. Высокой информативностью отличаются биогеохимические параметры, позволяющие в сфере воздействия природно-техногенных аэральных, гравигенных и водных потоков оценить эколого-геохимическую ситуацию по изменению интенсивности биогенеза и отклику биотических компонентов ландшафта.

С гидротехническим строительством связано появление геотехнических систем, целостность которых достигается благодаря миграционным потокам, связывающим искусственно созданные водохранилища (центр воздействия) и соседствующие с ним ландшафты [2]. Хорошим объектом для изучения возникающих эффектов являются малые водохранилища, формирующие локальную зону влияния. Вблизи городов такие водоемы часто выполняют рекреационные функции, что требует внимания к эколого-геохимическому состоянию ландшафтов береговой полосы и их биогеохимическим параметрам.

Попытка выявления особенностей ландшафтов береговой зоны предпринята на примере Яченского водохранилища, созданного в нижнем течении р. Яченка (левый приток Оки в районе Калуги). Поскольку город стоит на высоком крутом левом берегу, ландшафтно-геохимические исследования были проведены в пределах выходящего к водохранилищу лесопарка «Городской бор» – традиционной рекреационной зоны города на правобережье. Его ландшафтная структура характеризуется наличием высокой суглинистой поймы, серии песчаных аллювиальных террас и долинного зандра, где пески подстилаются моренными суглинками. Своеобразие каскадных ландшафтно-геохимических систем (КЛГС) аллювиально-зандровых ландшафтов с совершенными

водными связями и латеральным притоком вещества из водораздельного центра в автономных ландшафтах к подчиненным обусловлено появлением при создании водохранилища в нижнем звене катен нового самостоятельного центра (бицентрическая система по А.И. Перельману). Повышение уровня и подпор грунтовых вод провоцируют изменение миграционной структуры КЛГС в связи со встречей разнонаправленных водных потоков.

По классификации А.Б. Авакяна с соавторами [3], основанной на генетическом принципе, Яченское водохранилище относится к тем, которые созданы в долинах рек, перегороженных плотинами. По химическому составу его воды относятся к типу гидрокарбонатно-кальциевых нейтральных пресных вод с минерализацией 300 мг/л, что характерно для водохранилищ лесных областей. В период весеннего половодья важным источником питания являются талые воды. Формирование их состава при снеготаянии имеет направленный характер: изменение минерализации по сравнению со снеговыми водами за счет увеличения концентрации большинства ионов (гидрокарбонат иона соответственно с 10-15 до 92 мг/л, а Ca – с 2-10 до 30мг/л) и обогащения легкоподвижными мигрантами (Cl – до 100 мг/л). Несмотря на эти преобразования, поступление талых вод снижает минерализацию вод водохранилища в 1,5 раза по сравнению с летним периодом. Однако в связи с замедленным водообменом после спада половодья содержание ионов Cl и Na остается достаточно высоким (60-65 и 25-30 мг/л), что при подпоре грунтовых вод оказывает влияние на ионный состав супераквальных ландшафтов поймы. Зона подтопления достигает в зависимости от уклонов ширины от 50 до 250 м и, кроме частично затопленной высокой поймы, захватывает I террасу с сосновыми лесами, что фиксируется по появлению в дерново-подзолистых почвах оглеения в нижних горизонтах и изменению прироста деревьев.

Для изучения катенарной организации было заложено два опорных профиля, начинающихся у уреза водохранилища и ориентированных вкрест простирания сопряженных природных комплексов. Один из них – в нижнем бьефе водохранилища, второй – выше верхнего бьефа за дамбой, где визуально хорошо выражены зоны постоянного затопления (сохранившиеся засохшие ивы среди воды) и подтопления. Геохимическое опробование включало отбор проб почв и донных отложений (75 проб), растений и опада (107 проб) и вод (13 проб). Химические анализы почв (pH, Сорг. и др.) и вод выполнены в аналитической лаборатории кафедры физической географии и ландшафтоведения; приближенно-количественный спектральный анализ почв и золы растений в Бронницкой геолого-геохимической экспедиции ФГУП «ИМГРЭ»; подвижные формы химических элементов в почвах (вытяжка: pH 4,5, ацетат-аммонийный буфер) методом эмиссионного спектрального анализа в научно-производственном объединении при РАСХН; в растениях – на Московской областной проектно-изыскательской станции химизации сельского хозяйства.

Многоярусные катены аллювиально-зандровых ландшафтов относятся к подгруппе лесо-луговых, в зоне влияния водохранилища –лесо-лугово-болотных. В береговой полосе к низким террасам приурочены пермацидные автономные ландшафты H-класса с монодоминантными сосновыми лесами и кислым выщелачиванием в дерново-подзолистых почвах [4]. В нижнем бьефе водохранилища они сопрягаются с узкой полосой супераквальных ландшафтов H-Fe-класса на высокой пойме, где в зоне подпора глубина залегания грунтовых вод летом достигает 30-40 см, и где вместо разнотравно-злаковых лугов появились влажнотравно-осоковые болота. Выше верхнего бьефа усложнение структуры слабонаклонной поймы связано с постепенным снижением степени гидроморфности при удалении от водохранилища. Основная тенденция смены травяного покрова по градиенту увлажнения – переход от зарослей рогоза и осоковых болот к осоково-разнотравно-злаковым лугам, под которыми грунтовые воды летом стоят на глубине 60 см. Такие направленные изменения отражают системообразую-

щую роль водных потоков при функционировании береговых ландшафтов, их влияние на миграционную обстановку, особенности биогенеза и формирование барьерных зон.

В геохимических сопряжениях контакт с поймами отмечается снижением кислотности грунтовых вод, формированием слабокислой и нейтральной среды, возрастанием минерализации, сменой типа вод с сульфатно-кальциевого на гидрокарбонатно-кальциевый при высоких содержаниях Cl и Na. Наиболее растянута контактная зона за дамбой, где увеличивается площадь болотных и луговых комплексов с дерново-глеевыми почвами. На трансформацию ионного состава наряду с привносом химических элементов из автономных ландшафтов оказывает влияние замедление потока грунтовых вод в условиях подпора и непосредственное участие нейтральных вод водохранилища.

В зоне подтопления функционирование биоты происходит в условиях интенсивного накопления легкоподвижных водных мигрантов. В то же время пойменные почвы береговой полосы обеднены Сорг.; зона биогенной аккумуляции разорвана в результате перемещения органических соединений вниз по профилю при усилении оглеения и преобразовании дерновых почв в дерново-глеевые. Относительное накопление Сорг. в горизонте Bg несколько выше уровня грунтовых вод объясняется застойным увлажнением при подпоре и уменьшением миграционной способности гумуса в зоне контакта с нейтральными водами водохранилища.

Изучение распределения элементов в почвах катен и биологических реакций растений показало, что зона влияния Яченского водохранилища дифференцирована в пространстве.

В краевой части I надпойменной террасы сложилась противоречивая эколого-геохимическая ситуация. С одной стороны, наблюдается улучшение обеспеченности почв и растений такими органогенами как Ca и Mg. Это отразилось на увеличении содержания Ca в хвое сосен, которое оказалось максимальным по сравнению с соснами на террасах более высокого уровня (соответственно 0,6 и 0,3%). Сходная тенденция отчетливо прослеживается для такого легкоподвижного мигранта как Na; его содержание в хвое сосен на I террасе в два раза выше, чем на II террасе и долинном зандре (0,04 и 0,02%). При появлении на I террасе в составе разнотравных сосновых лесов примеси дуба, требовательного к богатству почв, также наблюдается увеличение накопления Ca в его листьях, что подтверждает сходство биологических реакций разных древесных пород в береговой полосе водохранилища.

С другой стороны, снижение содержания Mn в почвах нижних звеньев катен сопровождается не только уменьшением его накопления соснами, но и нарушением базипетального распределения, характерного для этого элемента. Концентрация Mn в хвое оказалась ниже, чем в ветвях и коре. Расчет акропетельных коэффициентов (АК), отражающих соотношение содержания Mn в хвое и ветках, показал, что у сосен вне зоны подпора АК достигает 3, снижаясь на I террасе до 0,5. Эти изменения свидетельствуют о том, что деревья испытывают экологический стресс. Такая закономерность наблюдается и у молодых сосен в посадках на высокой пойме, подтверждая наличие биологических реакций деревьев при обеднении Mn дерново-глеевых почв супераквальных ландшафтов береговой зоны. В заболоченных западинах долинного зандра с сосновыми лесами в верхних звеньях катен также зафиксировано снижение содержания Mn в хвое, но нарушения естественных соотношений между морфологическими органами не отмечается. Это свидетельствует о том, что в зоне влияния Яченского водохранилища для Mn сдвиг экологического равновесия в неблагоприятную сторону выражен более сильно.

В зоне подтопления высокой поймы включение элементов в биологический круговорот зависит от содержания их подвижных форм, обстановки водной миграции и филогенетической специализации видов трав. Высокой активностью к поглощению Na

отличается рогоз, образующий широкую полосу вдоль берега и маркирующий уровень постоянной зоны затопления. В фитомассе осоковых лугов, особенно в верхнем бьефе, накапливаются Mn и Co, подвижность которых увеличивается при оглеении. В то же время несмотря на хорошую обеспеченность почв доступными формами Ca, его включение в биологический круговорот ограничено в связи с пониженной активностью к поглощению этого элемента у злаков и осок. Возможность поглощения Ca возрастает на лугах при появлении разнотравья. Параллельно с этим в условиях нейтральной среды создаются условия для увеличения накопления Mo в травяном покрове.

С расширением гидроморфных комплексов связано формирование площадного латерального биогеохимического барьера, пространственная неоднородность которого прослеживается по парагенным ассоциациям элементов и определяется кольцеобразной сменой фитоценозов. Сложность барьерной зоны увеличивается за счет появления радиальных (кислородного и сорбционного) барьеров в дерново-глеевых почвах, а также латерального кислородного барьера в тыловой части поймы на контакте окислительной и восстановительной обстановок. Гидроморфные комплексы береговой полосы отличаются низкой способностью к самоочищению, что снижает открытость КЛГС аллювиально-зандровых ландшафтов в сфере влияния Яченского водохранилища и увеличивает потенциальную возможность не только аккумуляции легкоподвижных элементов, но и поллютантов, поступающих со стороны аквальных комплексов. К их числу относится Cd, содержание подвижных форм которого в дерново-глеевых почвах супераквальных болотных ландшафтов (0,08 мг/100 г) выше по сравнению с почвами речных террас всех уровней (0,02 мг/100 г). Максимальное накопление этого токсичного элемента, обладающего высокой деструкционной активностью, отмечено именно при застойном водном режиме, который стимулирует появление «геохимических ловушек» для элементов с высокой миграционной способностью.

Литература

1. Перельман А.И. Изучая геохимию…(о методологии науки). М.: Наука, 1987. 152с.

2. Дьяконов К.Н. Влияние крупных равнинных водохранилищ на леса прибрежной зоны. Л.: Гидрометеоиздат, 1975. 127с.

3. Авакян А.Б., Салтанкин В.П., Шарапов В.А. Водохранилища. Природа мира. М.: Мысль, 1987. 326с.

4. Авессаломова И.А. Катенарная геохимическая организация таежных ландшафтов Восточно-Европейской равнины //Геохимия ландшафтов и география почв. М.: АПР, 2012. С. 97-117.

УДК 504.7

ИЗМЕНЕНИЕ СОДЕРЖАНИЙ ХИМИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ В ПОЧВАХ АРАГАЦСКОГО ГОРНОГО МАССИВА (АРМЕНИЯ)

Аветисян М.Г.

Центр эколого-ноосферных исследований НАН РА, Ереван, Армения,
e-mail: marieta.avetisyan@cens.am

Одной из основных экологических проблем в горных экосистемах является потеря питательных элементов, вызванная антропогенной деятельностью как на пастбищах, так и на сенокосах, что в итоге приводит к нарушению структуры и режима экосистем. В этих условиях скорость естественного восстановления почвенного плодородия значительно меньше, чем потери питательных веществ, что приводит к падению продуктивности лугов, вытеснению ценных в кормовом отношении видов растений, разрушению дернового горизонта и к деградации почвенного покрова. В процессе деградации ухудшаются не только многие свойства почвы, но и происходит дегумификация – снижение содержания органического вещества, а также нарушаются биогеохимические циклы важнейших питательных элементов.

Исследования устойчивости агроэкосистем являются важной геоэкологической задачей, значительная часть которых связана с содержанием в почве органических веществ. Одним из важнейших факторов, обусловливающих продуктивность наземных экосистем, является образования гумуса – гумификация. С геоэкологической точки зрения значение этого процесса неоценимо, поскольку в результате в почве образуются основные запасы органического вещества. Последнее служит основным резервом для питательных веществ: увеличивает способность сохранения воды и емкость катионного обмена, а также является фактором возникновения почвенной структуры [1, 2].

В результате антропогенной деятельности в почвах горных массивов республики одновременно с потреблением запасов азота, фосфора и углерода, происходит минерализация значительного количества органического вещества. При этом формируется их переход из органической в неорганическую форму, что приводит к увеличению вымывания вышеперечисленных элементов из почв в грунтовые и поверхностные воды [3].

Целью данного комплексного исследования, проведенного в 2013 г., было получение временной характеристики изменения содержания макрокомпонентов и органических веществ в почвах высокогорных лугов и пастбищ Армении и сравнение полученных данных с результатами, полученными около 30-ти лет назад.

Исследования проводились в альпийском (3250 м н. у. м., горно-луговые дерновые почвы) и лугостепном (2085 м н. у. м., лугово-степные почвы) поясах Арагацского массива – одного из самых сложных в экологическом плане физико-географических субрегионов страны. Отбор и анализ проб почв выполнены по общепринятым методам ландшафтно-геохимических и агрохимических исследований [4, 5].

Горно-луговые почвы альпийского пояса занимают верхнюю ступень вертикальной зональности почв. Важнейшими морфолого-генетическими особенностями этих почв являются: наличие дернового слоя; средне- и легкосуглинистый механических состав; слабая дифференциация на генетические горизонты; отсутствие карбонатов во всем почвенном профиле, легкий механический состав [6].

Агрохимические показатели горно-луговых и лугово-степных почв представлены в таблице. Проведенные нами исследования показали, что горно-луговые дерновые почвы характеризуются высоким содержанием гумуса (7 – 8%) и общего азота (0.39 – 0.43%). Мощность гумусовых горизонтов этих почв варьирует в широких пределах и в основном определяется условиями их формирования и, в частности, рельефом. Высо-

кое содержание гумуса, валового азота и фосфора в этих почвах обусловлено особенностями почвообразовательного процесса, протекающего в условиях влажного климата и относительно низких температур. Эти условия способствуют накоплению органического вещества и затрудняют его разложение, что препятствует выносу органического вещества из экосистемы.

Таблица

Содержание макрокомпонентов и органических веществ в почвах Арагацского горного массива

Глубина, см	pH	Гумус,%	C, %	Общее содержание, %		Обменные катионы, мг/экв в 100 г почвы			Емкость катионов
				N	P	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	
Горно-луговые дерновые почвы									
0-10	6,8	8,3	6,0	0,43	0,09	8,7	1,2	0,6	10,5
10-20	5,7	7,6	2,9	0,39	0,08	4,2	1,4	0,8	6,4
Лугово-степные почвы									
0-10	6,3	3,2	1,6	0,27	0,10	12,3	2,2	0,21	14,7
10-20	6,2	1,9	1,2	0,21	0,07	10,6	2,9	0,26	13,8

В процессе накопления гумуса, азота и фосфора значительную роль играет растительный покров альпийского пояса, для которого характерно широкое соотношение надземной массы и корней. По исследованиям Г. Бабаяна [6] в суровых условиях высокогорья растения при сравнительно небольшой надземной массе создают большую массу корней, что может затруднить или даже остановить миграцию химических веществ по профилю почвы.

В горно-луговых почвах, так же как и в лугово-степных, содержание фосфора в гумусовом горизонте в несколько раз меньше, чем в нижних горизонтах, что частично можно объяснить высокой фосфор-фиксирующей способностью корневой массы.

Емкость поглощения горно-луговых почв небольшая и значительно уменьшается с глубиной.

Почвы лугостепного пояса характеризуются средним и тяжелым механическим составом. Гумусовый горизонт этих почв по сравнению с нижними слоями имеет более тяжелый механический состав.

Как видно из таблицы, в лугово-степных почвах содержание гумуса колеблется в пределах 1,9-3,2 %, в то время как по результатам исследований, проведенных в 1982 г. [6] его содержание составляло от 6 до 10%. По результатам наших исследований содержание азота и фосфора колеблется в пределах 0,21-0,27 и 0,07-0,10%, (табл.). Однако согласно исследованиям, проведенным около 30-ти лет назад, содержание азота составляло 0,17-1,81%, а фосфора – 0,3-0,5%, что можно объяснить хорошо выраженным биологическим накоплением фосфора в гумусовом горизонте. Было установлено, что содержания гумуса и фосфора значительно подвергаются изменению с годами.

Согласно проведенным исследованиям, в лугово-степных почвах, в составе поглощенных катионов преобладают кальций и магний. С глубиной уменьшается содержание обменных катионов, а также и их емкость (табл.).

Таким образом, сравнение химического состава изученных нами почв с проведенными около 30-ти лет назад исследованиями, позволило заключить, что в лугово-степных дерновых почвах намного уменьшилось содержание гумуса, а также уменьшилась емкость обменных катионов почвы. Причиной снижения содержания запасов гумуса в почве может являться как увеличение удельной скорости его минерализации, так и снижение скорости процесса гумификации. В почвах значительно низкие количества депонированного гумуса, углерода, азота и обменных катионов приводят к снижению буферности обменных процессов и к снижению устойчивости агроэкосистем.

Литература

1. Ревазян Р.Г. Биогеохимическая цикличность химических элементов и проблема устойчивости экосистем // Доклады НАН Армении. 1998. Т.98. № 4. С. 357-362.

2. Аветисян М.Г., Погосян Т.Э. О водно-миграционном потоке макрокомпонентов в Арагацском горном массиве // Псковский регионологический журнал. 2014. № 20. С. 88-95.

3. Араратян Л.А., Аветисян М.Г., Сакоян А.Г. Трансформация потоков биогенных элементов в высокогорных экосистемах по вертикальной поясности // Географический вестник Пермского государственного национально-исследовательского университета. 2014. № 1(28). С. 94-100.

4. Аринушкина Е.В.Руководство по химическому анализу почв. М.: МГУ, 1970. 487 с.

5. Юдин Ф.А. Методика агрохимических исследований. М.: Колос, 1971. 272 с.

6. Бабаян Г.Б. Агрохимическая характеристика горно-луговых почв Арм. ССР. Ереван: АН Арм. ССР, 1982. 134 с.

УДК 55:502.4:550.47:550.559.4(575)

УРОВЕНЬ ПЫЛЕВОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ГОРОДА КАРАГАНДЫ (РЕСПУБЛИКА КАЗАХСТАН) ПО ДАННЫМ СНЕГОВОЙ СЪЕМКИ

Адильбаева Т.Е., Таловская А.В., Язиков Е.Г.

Томский политехнический университет, Томск, e-mail: mega.adilbaeva@mail.ru

Введение. Возрастающее глобальное и региональное загрязнение атмосферы в значительной степени связано с развитием энергетики. Загрязнение объектов биосферы в таком случае явление многофакторное и весьма разностороннее и динамичное, связанное с большим числом одновременных нарушений в природной среде: почвенно-геологических, гидрологических, геохимических, климатических и биогеохимических. При высоких температурах сжигания углей из котлоагрегатов топливно-энергетических комплексов в атмосферу выбрасывается значительное количество элементов-примесей в составе твердых частиц, аэрозолей и газообразных соединений. В настоящий момент существует проблема определения индикаторов для оценки вклада отдельно взятого источника среди множества в общий уровень загрязнения окружающей среды. Снеговая геохимическая съемка успешно применяется многими исследователями для оценки состояния урбанизированных территорий [2-4]. Снежный покров является исключительно благоприятным, доступным и надежным объектом при изучении загрязнения воздуха, так как обладает высокой сорбционной способностью [4]. Геохимическая информация о снежном покрове позволяет отследить динамику загрязнения за зимний сезон, а одна проба по всей высоте снежного покрова дает представление о загрязненности за весь период от установления снежного покрова до момента отбора пробы. Изучение вещественного состава твердого осадка снега позволяет определить минеральные и неминеральные техногенные образования в составе выбросов промышленных предприятий и определить зону влияния этих предприятий [2, 4]. В работах [5, 6] показано, что долговременное воздействие техногенных минеральных фаз, находящихся в составе твердого осадка снега, является причиной многих заболеваний.

Цель работы – 1) определение уровня пылевого загрязнения снежного покрова; 2) выявление типов минеральных и неминеральных фаз в твердом осадке снега в зоне влияния теплоэлектростанции г. Караганда.

Методика исследования. Город Караганда – самый большой город области по населению и четвертый по численности населения в Казахстане (после Алматы, Астаны и Шымкента). В г. Караганда в течение всего года преобладает юго-западный ветер, его повторяемость за многолетний период составляет 65%. Противоположные ветры дуют в 14% случаях, а частота других направлений ветров не превышает 7-8%. Административно город Караганда разделен на два района: им. Казыбек би и Октябрьский. Территория исследуемого Октябрьского района равна 22,4 тыс. га, что составляет 41,3% общей площади территории города, численность населения на начало 2014 г. насчитывала 221,5 тыс. чел. В северной части города расположен один из крупнейших энергопроизводящих предприятий Карагандинской области – теплоэлектростанция (ТЭЦ). В своем технологическом процессе использует экибастузский уголь, растопочное – мазут. Экибастузский угольный бассейн расположен в Павлодарской области Республики Казахстан, в г. Экибастуз. Недостаток этого угля заключается в том, что он высокозольный (более 40%), что снижает тепловой эффект сжигания угля, увеличивает стоимость его транспортировки, он содержит относительно высокое количество примесей. С началом отопительного сезона вследствие сжигания угля в атмосферный воздух города посту-

пает значительное количество мелкодисперсной пыли, содержащей техногенные частицы.

В январе 2015 г. проводился отбор проб снега в зоне влияния теплоэлектостанции г. Караганды. Кроме этого, пробы отбирались в жилом районе, который расположен в 2,5 км от теплоэлектростанции в юго-западном направлении. Отбор проб проводился по векторной сети с учетом главенствующего направления ветра (юго-запад): в северо-восточном, восточном, юго-восточном, южном, юго-западном северо-западном и северном направлении на расстоянии 0,5; 0,7 км;1,6 км; 2,2; 3,2 и 4,5 км от труб. Всего было отобрано 42 пробы.

В качестве фоновых участков были выбраны 2 территории, удаленные от г. Караганды на 80 км в юго-восточном направлении. На фоновом участке отобрано 4 пробы.

Планирование точек отбора, отбор и подготовка проб проводились на основе рекомендаций РД 52.04.186 № 2932-83, с учетом методических рекомендаций ИМГРЭ, руководства по контролю загрязнения атмосферы [2]. Согласно этим документам, при планировании необходимо учитывать главенствующее направление ветра и высоту трубы, т.е. размещать точки на расстоянии, рассчитанном как произведение высоты трубы (в нашем случае 100 м) на значение от 10 до 40. Пробы снега отбирали на всю его глубину, за исключением 5-сантиметрового слоя над почвой. Масса каждой пробы составляла 15-16 кг. При отборе каждой пробы измеряли стороны и глубину шурфа, а также фиксировали время (в сутках) от момента формирования устойчивого снежного покрова до момента отбора пробы снега. В лаборатории проводили таяние проб снега при комнатной температуре. Снеготалую воду фильтровали через бумажный фильтр «синяя лента». Полученный после фильтрования твердый осадок высушивали и просеивали с выделением фракции менее 1 мм, затем взвешивали твердый осадок снега. Он представляет собой твердый осадок, осевший на фильтр. Далее проводили изучение его вещественного состава. Всего было отобрано и изучено 46 проб снега.

Пробы твердого осадка снега изучали в учебно-научной лаборатории оптической диагностики Международного инновационного научно-образовательного центра «Урановая геология» при кафедре геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета. Микроскопическое изучение проб проводили с помощью бинокулярного стереоскопического микроскопа (LeicaZN 4D) с видео-приставкой и сканирующего электронного микроскопа (СЭМ) Hitachi S-3400N с ЭДС Bruker XFlash 4010. Определение вещественного состава проб твердого осадка снега с последующим установлением процентного соотношения всех минеральных и техногенных составляющих производили согласно нашей запатентованной разработке [Пат. 2229737].

По данным отбора и подготовки снега масса пыли в снеговой пробе служила основой для определения пылевой нагрузки P_n в мг/(м^2*сут.), т.е. количества твердых выпадений за единицу времени на единицу площади. Расчет пылевой нагрузки P_n проводился по формуле: $Pn = P_o / S \cdot t$, где P_o – масса пыли в пробе (мг); S – площадь шурфа (м^2); t – время от начала снегостава (количество суток). В практике используются следующие градации по среднесуточной пылевой нагрузке: менее 250 – низкая степень загрязнения; 251–450 – средняя; 451–850 – высокая; более 850 – очень высокая [1].

Результаты и обсуждение. Выявлено, что в зоне влияния теплоэлектростанции г. Караганда величина пылевой нагрузки изменяется от 84 до 1145 мг/(м^2·сут), при фоне 47 мг/(м^2·сут). Согласно нормативной градации [1], полученное значение изменяется от низкой до очень высокой степени загрязнения и соответственно, от неопасного до очень высокого уровня заболеваемости населения.

Повышенное значение пылевой нагрузки наблюдается на расстоянии 0,5 и 0,7 км от ТЭЦ по всем направлениям, которое составляет в среднем 864 мг/(м^2·сут), что превышает фон в 18 раз и соответствует очень высокой степени загрязнения и чрезвычайно опасному уровню заболеваемости населения.

Анализ наблюдений показал, что наибольшая величина пылевой нагрузки приходится на северо-восточную часть от ТЭЦ с превышением фона от 3 до 31 раза, что может объясняться переносом загрязняющих веществ по преобладающему направлению ветра.

Полученные данные для ТЭЦ г. Караганды хорошо сопоставимы с расчетными данными [17] о зависимости интенсивности выпадения пыли по мере удаления от источника в направлении преобладающего ветра. Уменьшение пылевой нагрузки до 9 раз происходит по мере удаления от ТЭЦ на расстояние 1,6; 2,2; 3,2 и 4,5 км. Наименьшее значение пылевой нагрузки было зафиксировано в южном направлении от ТЭЦ. Эта величина соответствует низкой степени загрязнения и неопасному опасному уровню заболеваемости населения.

В работе [4] по результатам многолетних наблюдений за уровнем пылевого загрязнения в зоне влияния ГРЭС г. Томска, использующей в качестве топлива уголь (~ 40%) и природный газ (~ 60%), величина пылевого загрязнения изменялась от 44 до 115 мг/(м^2·сут). Кроме того, отмечено, что максимальное выпадение пыли на снежный покров наблюдается на удалении 1,0 км. Согласно данным исследованиям, это может быть связано с процессами вымывания более мелких частиц золы ледяной крупой, образующейся при замерзании водяного пара в дымовой струе теплоэлектростанции, что было показано в работе [3]. В связи с этим явлением большая часть пылевых выбросов в зимнее время может осаждаться на довольно близких расстояниях от электростанции, несмотря на значительную высоту труб.

Возможно, данное явление характерно и для ТЭЦ г. Караганды, что также может объяснить высокие значения пылевого загрязнения на расстоянии 0,5 и 0,7 км от ТЭЦ. Повышенные значения пылевой нагрузки могут быть обусловлены не только выбросами изучаемой ТЭЦ, но притоком твердых частиц за счет ветрового переноса от открытых складов углей, расположенных на территории ТЭЦ или во время пыления при разгрузке угля.

Высокой значение пылевой нагрузки на изучаемой территории связано с процентным содержанием различных типов минеральных и техногенных частиц в твердом осадке снега (табл. 1).

Таблица 1

Величина пылевой нагрузки мг/(м^2·сут) содержание (%) минеральных и техногенных частиц в твердом осадке снега в северо-восточном направлении от ТЭЦ г. Караганда

Параметры		Расстояние от ТЭЦ, км					
		0,5	0,7	1,6	2,2	3,2	4,5
Пылевая нагрузка, мг/(м^2·сут)		1445	1186	398	269	227	165
Степень загрязнения*		Очень высокий	Очень высокий	Средний	Средний	Средний	Низкий
Уровень заболеваемости*		Чрезвычайно опасный	Чрезвычайно опасный	Умеренно опасный	Умеренно опасный	Умеренно опасный	Неопасный
Минеральные частицы, %	Кварц	3	9	10	10	22	25
	Полевой шпат	5	5	5	5	9	9
Техногеные частицы, %	Недожженный уголь	32	32	28	18	15	10
	Угольная пыль	13	13	12	10	10	9
	Fe-микросферулы	15	13	13	12	9	7
	Al-Si-микросферулы	20	17	12	12	9	6
Растительные остатки, %		3	3	5	5	5	5

* по данным [15]

Изучение вещественного состава проб бинокулярным микроскопом показало, что твердый осадок снега на расстоянии 0,5 и 0,7 км от ТЭЦ содержит в основном частицы,

типичные для выбросов ТЭЦ: недожженного угля (8-32%), Al-Si-микросферул и Fe-микросферул (4-20%), угольной пыли (6-13%). Меньше всего техногенных частиц отмечено в южном направлении от ТЭЦ (3-9%). Во всех пробах минеральная составляющая твердого осадка снега в основном представлена частицами кварца (3-55%), а также частицами полевого шпата (5-12%). Доминирование техногенных образований (4-32%) над минеральными частицами (3-55%) отмечено в пробах по всем направлениям на расстоянии 0,5 км; 0,7 км. По мере удаления от ТЭЦ на расстоянии 1,6; 2,2 км; 3,2 км; 4,5 км содержание в пробах минеральных частиц преобладает над содержанием техногенных образований (5-18%).

Заключение. Полученные данные показали, что высокие показатели пылевой нагрузки приходятся на расстояние 0,5 км и 0,7 км от ТЭЦ. По мере удаления от ТЭЦ величина пылевой нагрузки имеет тенденцию к уменьшению во всех изучаемых направлениях. Вещественный состав твердого осадка снега представлен различными техногенными (угольная пыль, алюмосиликатные и металлические микросферулы, частицы недожженного угля) и минеральными (кварц, полевые шпаты) частицами. Предположительно, источником образования данных частиц является высокотемпературное сжигание угля на ТЭЦ, открытые угольные склады, погрузочно-разгрузочные работы. Также не исключается вероятность дальнего переноса загрязнений от промышленных предприятий г. Караганды и его городов–спутников по преобладающему направлению ветров.

Литература

1. Геохимия окружающей среды / Ю.Е. Сает, Б.А. Ревич, Е.П. Янин, Р.С. Смирнова, И.Л. Башаркевич, Т.Л. Онищенко, Л.Н. Павлова, Н.Я. Трефилова, А.И. Ачкасов, С.Ш. Саркисян. М.: Недра, 1990. 335 с.

2. Язиков Е.Г., Таловская А.В., Жорняк Л.В. Оценка эколого-геохимического состояния территории г. Томска по данным изучения пылеаэрозолей и почв: монография. Томск: Изд-во ТПУ, 2010. 264 с.

3. Беляев С.П., Бесчастнов С.П., Хомушку Г.М., Моршина Т.И., Шилина А.И. Некоторые закономерности загрязнения природной среды продуктами сгорания каменного угля на примере г. Кызыла // Метеорология и гидрология. 1997. № 12. С.54–63.

4. Таловская А.В., Рапута В.Ф., Филимоненко Е.А., Язиков Е.Г. Экспериментальные и численные исследования длительного пылеаэрозольного загрязнения в окрестностях теплоэлектростанции (на примере Томской ГРЭС-2) // Оптика атмосферы и океана. 2013. Т. 26. № 8. С. 642-646.

5. Chen B., Stein A.F., Maldonado P.G., Campa A., Gonzalez-Castanedo Y., Castell N. and Rosa J.D. Size distribution and concentrations of heavy metals in atmospheric aerosols originating from industrial emissions as predicted by the HYSPLIT model // Atmos. Environ. 2013. P. 234-244.

6. Magiera T., Jabnska M., Strzyszcz Z., Rachwal M. Morphological and mineralogical forms of technogenic magnetic particles in industrial dusts // Atmos. Environ. 2011. Vol. 45. P. 4281- 4290.

УДК 504.064

КОНЦЕНТРАЦИИ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ГОРОДСКИХ ПОЧВАХ

Алексеенко В.А.(1), Алексеенко А.В.(2)

(1) *Государственный морской университет им. адм. Ф.Ф. Ушакова, Новороссийск, e-mail: vl.al.alekseenko@gmail.com*

(2) *Горный университет, Санкт-Петербург, e-mail: al.vl.alekseenko@gmail.com*

Оценке эколого-геохимической обстановки в населенных пунктах посвящены многочисленные исследования. Определенное внимание данной проблеме уделялось и в работах А.И. Перельмана. Одному из авторов этой работы посчастливилось и дружить (как младшему со старшим), и проводить совместные исследования с Александром Ильичом на протяжении ряда лет. Естественно, обсуждались, среди многих других, проблемы оценки эколого-геохимического состояния селитебных ландшафтов и их классификации. К 1984 г. А.И. Перельманом и Н.Ф. Мырляном [1] была разработана одна из классификаций населенных пунктов, позднее подробно изложенная в учебнике А.И. Перельмана и Н.С. Касимова [2]. Понятие о геохимических системах было введено в науки о Земле в 1934 г. А.Е. Ферсманом [3]. А.И. Перельман с учетом форм движения материи, т.е. взяв за основу классификации новые признаки, разделил геохимические системы на абиогенные, биологические, биокосные и техногенные [4]. По этой классификации почвы населенных пунктов принадлежат к биокосным системам. К числу важнейших характеристик таких геохимических систем относятся концентрации химических элементов и их распределение.

А.И. Перельман, рассматривая эти характеристики почв, постоянно указывал на необходимость установления в них средних содержаний химических элементов. При этом он, как геолог-геохимик, брал за своеобразный эталон горные породы. Их геохимическое изучение Ф.У. Кларком, В.И. Вернадским, А.Е. Ферсманом, В.М. Гольдшмидтом и др. позволило установить такую «мировую константу» как кларки химических элементов литосферы. И это при том, что геохимические отличия у различных типов горных пород гораздо большие, чем геохимические отличия у различных почв. Также, по аналогии с горными породами, предложено при геохимическом изучении почв, обособляемых в системах меньших, чем вся биосфера, выделять местные кларковые содержания, кларки концентрации, кларки различных типов почв, местные фоновые содержания элементов.

Авторы при изучении почв селитебных ландшафтов старались учесть то, что они почти так же геохимически неоднородны, как и горные породы, составляющие литосферу. Имеются определенные отличия у почв каждого населенного пункта. Почвы из различных районов даже в одном населенном пункте (особенно крупном) могут различаться по распространенности и распределению многих химических элементов. По аналогии с геохимическими системами, представленными горными породами, мы решили установить средние содержания химических элементов и их распределение в почвах населенных пунктов, а также в их отдельных группах, обособляемых в зависимости от численности населения. Для установления кларков почв городских ландшафтов и средних содержаний химических элементов в почвах их отдельных групп, выделяемых по числу жителей, авторами совместно с акад. Н.П. Лаверовым была разработана специальная методика [5].

Почвы каждого населенного пункта рассматривались как отдельная геохимическая система, для которой устанавливались все статистические параметры распространенности и распределения химических элементов (фоновое и среднее содержания, закон распределения, дисперсия и т.д.). Число проб в подавляющем большинстве насе-

ленных пунктов колебалось от 30 до 1000. Пробы отбирались из верхнего 30-сантиметрового слоя городских почв. Отбор проб, анализы с помощью различных методов, контроль (внутренний и внешний) отбора и различных анализов проводились по стандартным требованиям и детально рассмотрены в других публикациях. Для того чтобы избежать ошибок, связанных с неодинаковым числом проб, отобранных в различных населенных пунктах, каждый из них в дальнейшем был представлен одной усредненной пробой. На основе усредненных литохимических проб, каждая из которых характеризует отдельный населенный пункт, была составлена выборка, соответствующая содержаниям химических элементов во всех изученных непосредственно авторами населенных пунктах мира. Статистическая обработка данных, представленных в выборке, дает информацию о распространенности и распределении химических элементов в почвах всех селитебных ландшафтов, изученных авторами.

Дополнительно по литературным данным, а также сведениям, любезно представленным другими исследователями, составлялись выборки из средних содержаний химических элементов в отдельных населенных пунктах. Если по одному и тому же пункту были отличающиеся друг от друга средние содержания, то в итоговую выборку бралось среднее арифметическое, составленное из всех имеющихся данных для каждого элемента. Это было необходимо для уточнения данных, полученных отдельными исследователями в различных лабораториях и разными методами. При статистической обработке «ураганные» средние содержания (выходящие за пределы трех сигм), установленные отдельными исследователями в конкретных населенных пунктах, если не могли объясниться определенными техногенными и природными факторами, заменялись средними для данной выборки. В общей сложности при расчёте кларков были использованы сведения о концентрациях элементов в почвах более чем 300 населенных пунктов Европы, Азии, Африки, Австралии, Америки, перечисленных в опубликованной монографии [5].

В дальнейшем собственные результаты и полученные по литературным данным объединялись в единую выборку. Рассчитанные в этой выборке средние содержания химических элементов можно считать их средними (кларковыми) содержаниями в почвах селитебных ландшафтов мира на период начала XXI в. Для выявления особенностей кларков почв селитебных ландшафтов, по аналогии с кривыми А.Е. Ферсмана [3] для земной коры (рис. 1), нами был построен полулогарифмический график (рис. 2) с кривыми для кларков «четных» и «нечетных» химических элементов. Рис. 1 и 2 демонстрируют, что:

a. Химические элементы распределены в почвах населенных пунктов крайне неравномерно, что также характерно для земной коры и почв Земли.

b. На долю 9 элементов (O, Si, Ca, C, Al, Fe, H, K, N) приходится 97,68% массы рассматриваемой геохимической системы. Эти элементы, а также Zn, Sr, Zr, Ba, Pb по отношению к усредняющей кривой существенно преобладают. По аналогии с земной корой, их можно назвать избыточными для данной геохимической системы. Часть их может рассматриваться как «унаследованные» от содержаний в земной коре; другая часть нами объясняется как результат интенсивной антропогенной деятельности в населенных пунктах.

c. Элементы с кларками существенно меньшими, чем это следует из усредняющей кривой, отнесены к недостаточным. К ним мы причисляем Li, Be, Sc, Ge, Ag, Hg, а также Ta, Tl, Cd. Большая часть этих элементов (шесть из девяти) относится к редким: Li, Be, Sc, Ge, Ta, Tl.

d. Кларковые содержания элементов в почвах городских ландшафтов неравномерно убывают по мере увеличения их порядковых номеров и атомных масс. Следовательно, развитие организмов в рассматриваемых системах происходит в условиях преобладания легких элементов. Это соответствует условиям эволюционного развития

живого вещества на Земле. Неравномерность убывания элементов в определенной мере может быть связана, как отмечено выше, с процессами техногенеза.

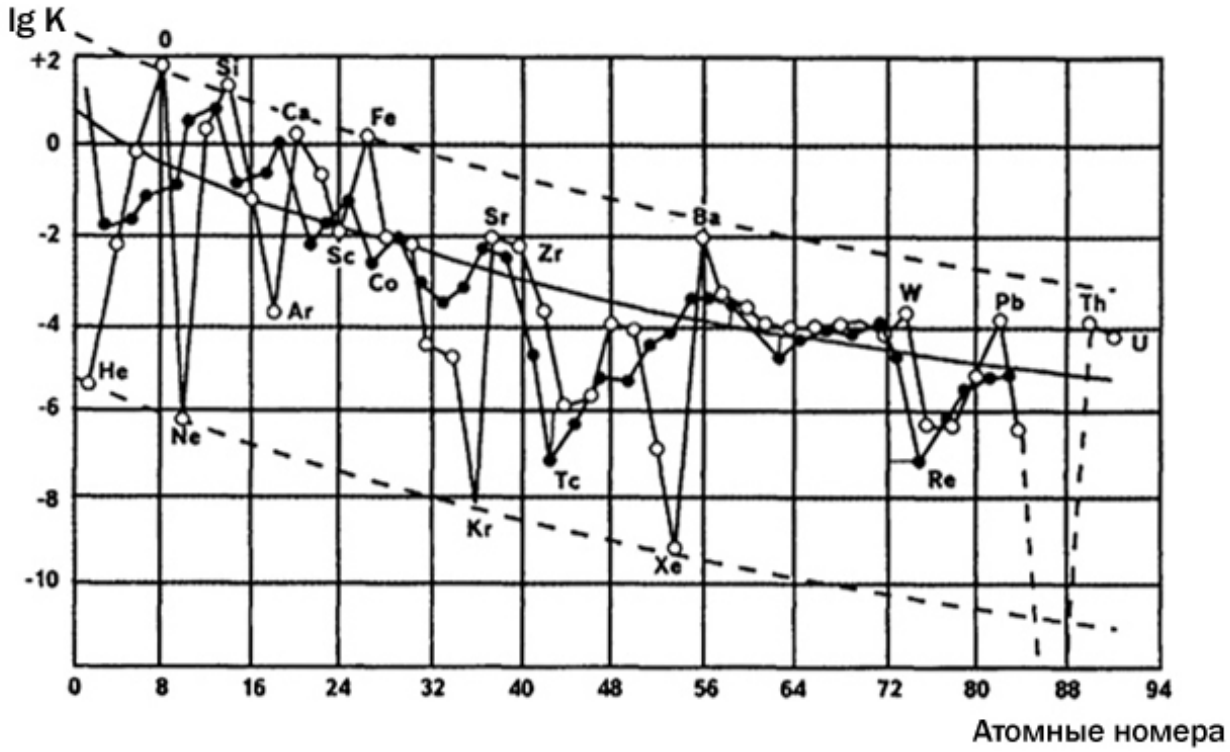


Рис. 1. Полулогарифмическая кривая А.Е. Ферсмана кларков химических элементов в земной коре

e. Закономерность Оддо-Гаркинса, заключающаяся в преобладании среди рядом расположенных элементов четных по порядковому номеру и величине атомной массы, сохраняется для почв населенных пунктов, хотя и осложнена техногенезом. Среди рассмотренных кларков на долю четноатомных элементов приходится 91,48% массы почв селитебных ландшафтов.

f. Резким преобладанием в почвах населенных пунктов, как и в земной коре, отличаются элементы, атомная масса ведущего изотопа которых кратна четырем (O – 16, Si – 28, Ca – 40, C – 12, Fe – 56).

Кларки (средние концентрации) химических элементов в городских почвах, установленные авторами, были сопоставлены с имеющимися данными о кларках химических элементов в земной коре и в почвах Земли по А.П. Виноградову [6]. Рассмотренные особенности кларков химических элементов в почвах городских ландшафтов позволяют отметить следующее: распространенность в городских почвах химических элементов в значительной мере унаследовала общие закономерности земной коры и почв Земли. К ним, в первую очередь, следует отнести крайнюю неравномерность распространенности; связь содержаний элементов с их атомной массой, приведшую к преобладанию легких элементов; преобладание в рассматриваемой геохимической системе четноатомных элементов и особенно элементов с атомной массой ведущего изотопа кратной четырем.

На распространенность химических элементов в почвах населенных пунктов оказала несомненное влияние антропогенная деятельность. Мы считаем, что в значительной (первостепенной) мере под влиянием процессов техногенеза в почвах населенных пунктов появились в концентрациях, значительно превышающих кларки почв Земли и земной коры, и относимые к «избыточным» для данной геохимической системы, такие элементы, как B, Ba, Ca, Cl, Hg, Li, P, Pb, Sr и Zn. Кларк почв Земли [6] у этих химических

элементов меньше кларка земной коры, а это указывает на то, что процессы общего почвообразования вряд ли могли оказать существенное влияние на увеличение содержаний указанных элементов в почвах населенных пунктов. Кларк некоторых элементов в почвах населенных пунктов в 2 раза и более превышает кларк земной коры (в скобках указан кларк концентрации): Ag (5,3), As (9,4), Bi, Mo (2,2), Sn, W, Yb (2,7). Однако содержания данных элементов в почвах Земли уже превосходят их содержания в земной коре [6]. Следовательно, накопление этих химических элементов в почвах населенных пунктов в определенной мере связано и с природными процессами почвообразования, и с интенсивной антропогенной деятельностью.

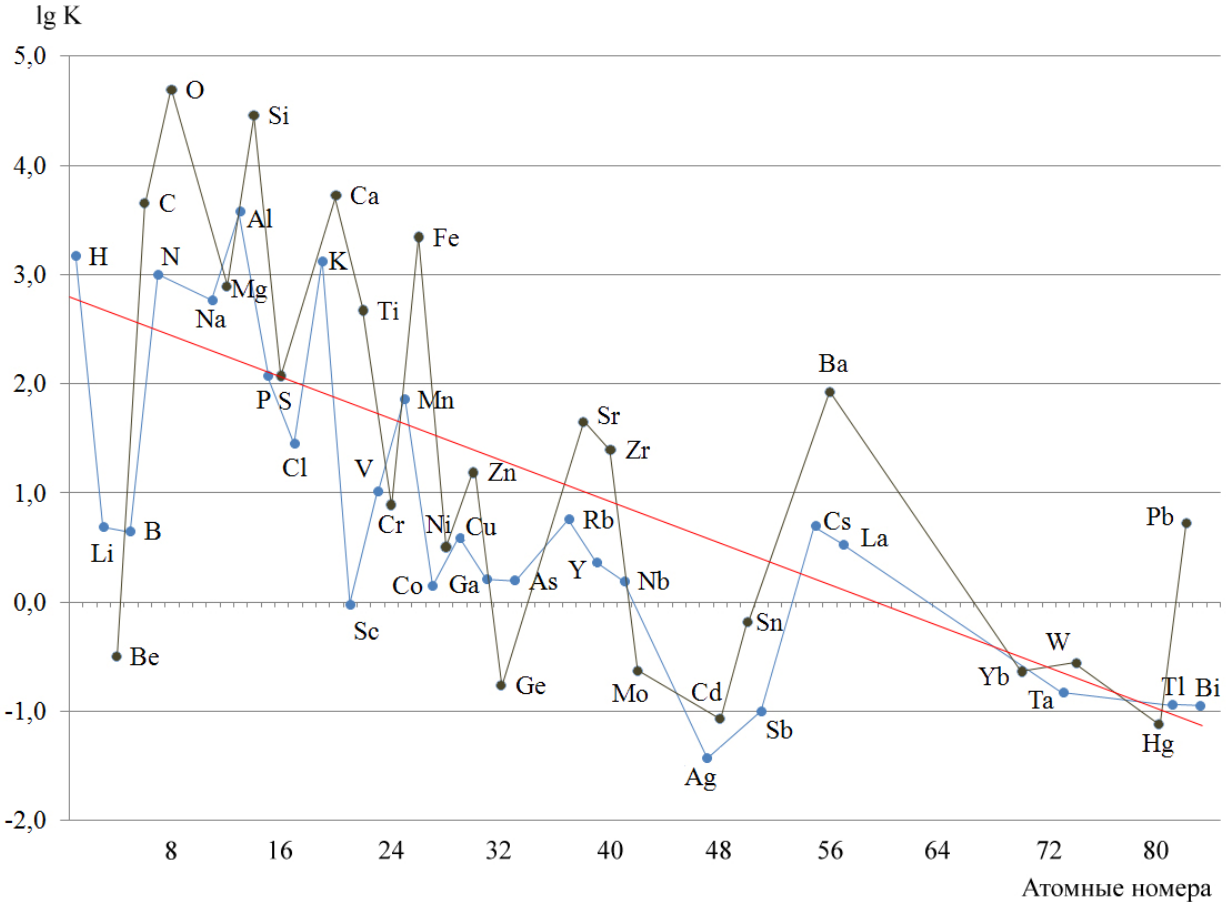


Рис. 2. Полулогарифмическая кривая кларков химических элементов в городских почвах

Заключение. Несмотря на весомые различия между кларками ряда элементов в почвах населенных пунктов и их кларками, рассчитанными для земной коры и почв Земли, общие закономерности распространенности элементов в городских почвах повторяют закономерности, свойственные земной коре и почвам Земли. Установленные кларки почв населенных пунктов являются их геохимической (эколого-геохимической) характеристикой, отражающей совместное воздействие техногенных и природных процессов, происходящих в определенном временном срезе (конец XX в. – начало XXI в.). С развитием науки и техники величины приводимых кларков могут постепенно изменяться. Скорость этих изменений пока предсказать невозможно. Авторы надеются, что кларки городских почв могут и будут использованы при различных эколого-геохимических исследованиях.

Литература

1. Перельман А.И., Мырлян Н.Ф. О геохимических принципах систематики антропогенных ландшафтов // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. 1984. № 2. С. 18-24.

2. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрея-2000, 1999. 610 с.

3. Ферсман А.Е. Избранные труды. М.: Изд-во АН СССР, 1958. Т. 4. 588 с.

4. Перельман А.И. Геохимия. М.: Высшая школа, 1989. 531 с.

5. Алексеенко В.А., Алексеенко А.В. Химические элементы в городских почвах. М.: Логос, 2014. 312 с.

6. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 238 с.

УДК 631.46:631.417.4:574.4

ПОСТПИРОГЕННАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ ПОТОКОВ УГЛЕРОДА И АЗОТА В ТУНДРОВЫХ ПОЧВАХ (МОДЕЛЬНЫЙ ЭКСПЕРИМЕНТ)

Андреева О.А., Маслов М.Н., Поздняков Л.А.
МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: elvi.23@mail.ru

Огонь как экологический фактор, оказывающий влияние на все блоки экосистемы относительно хорошо изучен для бореальных лесов. Увеличение частоты возникновения [1] и необыкновенно большие площади [2] пожаров наблюдающиеся в последние десятилетие в арктической тундре, указывают на то, что огонь становится все более важным фактором, регулирующим функционирование и этих экосистем, однако последствия тундровых пожаров до сих пор остаются малооцененными.

Во время природных пожаров температура на поверхности почвы редко превышает 200-300 ^{o}C, но при наличии достаточного количества горючего материала может достигать 500-1500 ^{o}C. В связи с низкими запасами надземной фитомассы в тундровых экосистемах основное воздействие пожара приходится на органогенные почвенные горизонты, депонирующие органический углерод (С) в течение долгого времени [3], что, в первую очередь, затрагивает круговорот С. Так, например, установлено, что для кочкарных пушициевых тундр Аляски (п-ов Сюард) непосредственно после пожара характерна сильная эмиссия С-содержащих газов (прежде всего, CO_2), которая постепенно убывает, а экосистема вновь переходит к состоянию С-стока, компенсируя пирогенные потери [4]. Однако продолжительность такого восстановления сильно варьирует, а система в течение длительного времени может колебаться вокруг положения равновесия С-баланса. В условиях южной тундры (Воркута) в кустарничковой экосистеме изменение потоков С носит несколько иной характер и зависит от сезона: весной ненарушенные участки тундры, а также гари 8-летней давности функционируют как источник С-CO_2, а участок гари 2-летней давности – как сток [5]. Летом ненарушенные участки тундры демонстрируют разнонаправленный баланс С-CO_2, зависящий от температуры воздуха и почвы, а участки гарей разного возраста функционируют как зона стока С-CO_2. В целом баланс С в кустарничковой экосистеме постпирогенной сукцессии неустойчив до тех пор, пока продуктивность участков не достигнет максимума.

О влиянии пирогенного фактора на процессы круговорота азота в тундровых экосистемах практически ничего не известно. Установлено, что пожар приводит к повышению доступности N в почве [6].

В данной работе сделана попытка в условиях лабораторного эксперимента оценить влияние пирогенного фактора различной интенсивности на физико-химические свойства и процессы круговорота углерода и азота в тундровых почвах Хибин, в том числе с целью поиска наиболее информативных показателей для оценки воздействия пожара на почву.

Образцы органогенных горизонтов (верхние 5 см) тундровых почв отбирались в двух экосистемах – кустарничково-лишайниковой (КЛ) и ерниковой (ЕР), расположенных на северо-западном склоне г. Вудъяврчорр (Хибинский горный массив) на высоте 525 м н.у.м. В биогеоценозе КЛ формируется сухоторфяно-подбур иллювиально-гумусовый, или Folic Leptosol, в ЕР –литозем перегнойно-грубогумусовый, или Folic Leptosol. Образцы почв отбирали в 5 повторностях с участков площадью 25×25 см, удаляли крупные камни и растительные остатки, не утратившие свою анатомическую целостность, после чего доводили до воздушно-сухого состояния. Высушенные образцы просеивали через сито 2 мм и разделяли на три части. Первая часть служила в качестве контроля, вторую часть почвы нагревали в муфеле в течение 1 часа при температуре 200 ^{o}C, третью – в течение 1 часа при температуре 400 ^{o}C, моделируя воздействие по-

жара разной интенсивности. Навески исходной и подвергшейся нагреванию почвы помещали в пластиковые контейнеры, увлажняли дистиллированной водой до 60% ППВ и инокулировали свежей, не подвергавшейся высушиванию и нагреванию почвой из расчета 1 г инокулята на 50 г почвы. Инкубирование почвы проводили в климатической камере SANYO MIR-153 в темноте в течение 60 суток с ежедневным контролем влажности весовым методом.

Отбор проб почвы для анализа проводили непосредственно после увлажнения (0 день), а также после инокуляции свежей почвой на 1, 3, 7, 15, 30, 45 и 60 сутки эксперимента. В свежей почве определяли следующие физико-химические показатели: pH и удельную электропроводность (водная вытяжка, соотношение почва : раствор 1 : 50) и окислительно-восстановительный потенциал. В почвах определяли концентрацию углерода и азота, экстрагируемых 0,05 М K_2SO_4, аммонийного азота и нитратного азота. Углерод и азот микробной биомассы (С микр и N микр) определяли методом фумигации-экстракции. Минерализацию органических соединений азота (ΔN мин) рассчитывали как разницу концентраций суммы N неорганических соединений в почве после и до инкубации, нитрификацию (ΔN нитр) – как разницу концентраций нитратного азота, а микробную иммобилизацию (ΔN имм) – как разницу концентраций N микробной биомассы (N микр).

Базальное дыхание почвы определяли после инкубации образцов массой 0.5 г в флаконах при температуре + 22 °С в течение 24 часов. Интенсивность метаногенеза, азотфиксации и денитрификации определялась после инкубации образцов массой 0.5 г в флаконах при температуре + 28 °С в течение 7 суток. В связи с низкой активностью процессов в исследуемых почвах помимо актуальной (без добавления глюкозы) определялась также потенциальная (с добавлением 1% глюкозы) скорость продукции метана и связывания молекулярного азота, а также денитрификации при внесении 1% глюкозы и 0,25% нитратов. Определение всех параметров биологической активности почвы проводилось в 3-5 кратной аналитической повторности для каждого варианта опыта.

Пирогенное воздействие приводит к незначительному изменению pH почвы – повышение pH почвы, подвергшейся горению составляло порядка 0,3-0,6 единиц pH по сравнению с контролем. Столь слабое изменение на наш взгляд связано с исходно низким содержанием обменных катионов, прежде всего, Ca и Mg в почве (суммарное содержание не превышает 10-20 ммоль/100 г почвы) [7]. В то же время, пирогенное воздействие существенно повышает концентрацию минеральных солей в почве, что выражается в увеличении электропроводности водной вытяжки в 5-10 раз для почвы экосистемы КП и в 2-3 раза для почвы ЕР. Повышение электропроводности связано с высвобождением части минеральных элементов из состава слабогумифицированного органического вещества почвы при горении. Не менее показательным является значение Eh почвы – после горения ОВП снижается в 2-4 раза и приближается к значениям, соответствующим сильновосстановительным условиям, что связано с повышением гидрофобности почвенных частиц после прохождения огня и образованием дополнительного количества анаэробных зон внутри почвы.

Пирогенное воздействие изменяет баланс лабильного углерода в почвах. При этом важен не только факт пирогенного воздействия, но и интенсивность огня. На рис. 1 представлена динамика лабильного углерода, углерода микробной биомассы и C-CO2 в почве экосистемы ЕР.

В контроле в течение 60 суток инкубации наблюдается постепенное снижение концентрации лабильного углерода в почве. Кривая динамики углерода микробной биомассы имеет классический вид с лаг-периодом 1-2 сутки, последующим максимумом и постепенным затуханием. Подобная динамика С микр связана с высвобождением части углерода микробной биомассы при высушивании почвы и его переходом в состав

пула лабильного С, последующим использованием микроорганизмами пула лабильного углерода в качестве источника питания и его постепенного истощения за счет дыхания микроорганизмов. Пирогенное воздействие слабой интенсивности (200 °С) приводит, во-первых, к росту концентрации лабильного С в почве, очевидно за счет разложения части биополимеров почвы (лигнин, целлюлоза, гемицеллюлоза и др.), а, во-вторых, к существенному росту концентрации С микр и эмиссии CO_2 почвами. Рост микробной биомассы в почве в этом случае возможен благодаря комбинации следующих факторов: 1) увеличение доступности источников углерода и энергии за счет термодеструкции биополимеров; 2) увеличение концентрации минеральных солей; 3) относительно слабое воздействие краткосрочного пожара на микробный пул. Более интенсивное пирогенное воздействие на тундровые почвы (нагрев при 400 °С) приводит к существенным потерям лабильного С и практически полной гибели микробиоты. Недостаток доступного углерода даже на фоне значительного увеличения доступности минеральных солей не приводит к росту микробной биомассы в пирогенной почве после инокуляции.

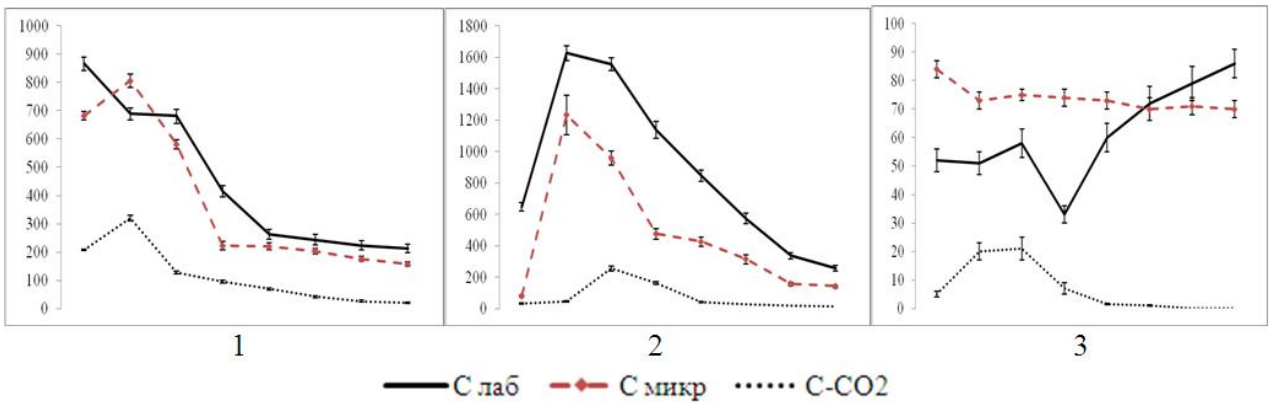


Рис. 1. Динамика углерода в почве ерниковой экосистемы (1 – контроль; 2 – нагрев при 200 °С; 3 – нагрев при 400 °С)

Основные тренды изменения пулов углерода в почвах при пирогенном воздействии характерны и для пула азота. Однако следует отметить существенное повышение концентрации минерального, прежде всего, аммонийного азота в почвах с увеличением интенсивности горения. Увеличение скорости нетто-минерализации связано с высвобождением дополнительных количеств N из ранее недоступных форм, а также со снижением скорости нетто-иммобилизации микроорганизмами из-за потери части доступного углерода почвами. Повышение скорости нитрификации связано как с увеличением концентрации аммонийного азота, так и со снижением потребления N растениями и микроорганизмами.

Исследуемые почвы показали крайне низкую актуальную скорость продукции метана, азотфиксации и денитрификации, что на наш взгляд связано с недостатком доступного углерода для развития микробиоты и, очевидно, низкой численностью целевых групп микроорганизмов в почвах.

Потенциальные скорости процессов метаногенеза, азотфиксации и денитрификации дают более наглядные показатели изменения этих процессов при пирогенном воздействии. Так, при внесении дополнительного количества глюкозы в почву продукция метана увеличивается, хотя и остается на низком уровне (в пределах 3-8 нг CH_4/г почвы/сутки для контрольных почв). Пирогенное воздействие увеличивает продукцию метана почвами в 1,5-2 раза, что связано с образованием дополнительного количества анаэробных зон и созданием микроаэрофильных условий в почве.

Потенциальная скорость азотфиксации в контрольных почвах составляет 2,6-5,0 нг N_2/г почвы/сутки. При этом, в почвах, подвергшихся пирогенному воздействию, потенциальная скорость связывания молекулярного азота снижается в 2-4 раза, что связано с высвобождением дополнительного количества свободного, в том числе минерального N в почве за счет термодеструкции азотсодержащих биополимеров. Относительное повышение доступности минерального азота при условии отсутствия конкуренции со стороны растений подавляет процесс азотфиксации в почвах тундры. С повышением доступности азота возрастает и потенциальная скорость денитрификации. При этом в пирогенных почвах процесс потери азота в 5-6 раз выше, чем в почвах контроля. Однако, это справедливо только на ранних стадиях инкубации, примерно к середине срока инкубирования скорость денитрификации в контрольных образцах сравнивается с значениями, характерными для почв, подвергавшихся пирогенному воздействию.

Таким образом, пожар существенным образом изменяет физико-химические показатели тундровых почв и параметры круговорота углерода и азота в них. При этом, результат воздействия пирогенного фактора зависит как от исходных свойств почвы, так и от интенсивности огня. При низкой интенсивности горения наблюдается положительный отклик роста микробной биомассы (увеличение концентраций углерода и азота микробной биомассы в почвах), а также высвобождение дополнительных количеств лабильного углерода, органических и минеральных форм азота. Пожар высокой интенсивности приводит к практически полной потере почвой лабильного углерода, что определяет низкую скорость роста микробной биомассы и низкую биологическую активность почвы. Однако при этом существенно возрастает концентрация минеральных форм азота, прежде всего, аммонийного N. Наиболее чувствительным к пирогенному воздействию параметром биологической активности тундровых почв является почвенное дыхание. Процессы продукции метана, связывания молекулярного азота и денитрификации выражены слабо за счет нехватки доступного углерода. Потенциальные скорости этих процессов также невелики. При этом отмечается увеличение продукции метана пирогенными почвами за счет создания микроаэрофильных условий в почве. Повышение доступности минерального азота подавляет процесс азотфиксации, но стимулирует денитрификацию в почвах тундры.

Работа выполнена при поддержке РФФИ (грант 16-34-00060 мол_а).

Литература

1. Rocha A.V., Loranty M.M., Higuera P.E., Mack M.C., Hu F.S., Jones B.M., Breen A.L., Rastetter E.B., Goetz S.J., Shaver G.R. The footprint of Alaskan tundra fires during the past half-century: implications for surface properties and radiative forcing // Environ. Res. Lett. 2012.

2. Jones B.M., Breen A.L., Gaglioti B.V., Mann D.H., Rocha A.V., Grosse G., Arp C.D., Kunz M.L., Walker D.A. Identification of unrecognized tundra fire events on the north slope of Alaska // Journal of geophysical research: Biogeosciences. 2013. Vol. 118.

3. Zimov N.S., Zimov S.A., Zimova A.E., Zimova G.M., Chuprynin V.I., Chapin III F.S. Carbon storage in permafrost and soils of the mammoth tundra-steppe biome: Role in the global carbon budget // Geophysical research letters. 2009. Vol. 36.

4. Vourtilis G.L., Oechel W.C. Eds. // Ecology. 1999. Vol. 80(2).

5. Карелин Д. В., Замолодчиков Д. Г. Углеродный обмен в криогенных экосистемах. М., 2008.

6. Schuur E.A.G., Crummer K.G., Vogel J.G., Mack M.C. Plant species composition and productivity following permafrost thaw and thermokarst in Alaskan tundra // Ecosystems. 2007. Vol. 10.

7. Шмакова Н.Ю., Ушакова Г.И., Костюк В.И. Горно-тундровые сообщества Кольской Субарктики (эколого-физиологический аспект). Апатиты, 2008.

УДК 631.41:[911:550.4]

ВАЛОВОЕ ЖЕЛЕЗО В ПОЧВООБРАЗУЮЩИХ ПОРОДАХ И ПОЧВАХ ЗАМЛАНДСКОГО ПОЛУОСТРОВА

Анциферова О.А.

Калининградский государственный технический университет, Калининград, e-mail: anciferova@inbox.ru

В настоящее время обобщенных данных о закономерностях содержания валового железа в почвах и породах Калининградской области не имеется. Исследования проводились в западной части области (Замландский полуостров) в пределах холмисто-моренных и водно-ледниковых равнин. Для диагностики почв закладывались разрезы глубиной 150–200 см. Содержание валового железа определено рентгенфлуоресцентным методом в Почвенном институте им. В.В. Докучаева. Проведена статистическая обработка репрезентативных выборок с использованием программы Excel. Результаты наших исследований отражены в табл. 1-4. Содержание железа в породах ниже кларка литосферы, однако, различия между группами пород большие (табл. 1).

Таблица 1

Содержание валового железа (%) в почвообразующих породах Замландского полуострова

Породы	n	M		m	lim (по Fe_2O_3)	V
		Fe	Fe_2O_3			
Водно-ледниковые пески и супеси	28	1,52	2,17	0,21	0,77 – 5,20	45,2
Моренные супеси и пески	18	2,28	3,26	0,27	1,96 – 4,91	30,5
Выщелоченные моренные суглинки	50	3,31	4,73	0,15	3,12 – 7,99	18,9
Карбонатные моренные суглинки	15	3,13	4,48	0,25	3,75 – 5,20	12,5
Выщелоченные озерно-ледниковые и озерно-морские	15	3,80	5,76	0,66	3,82 – 10,12	32,3
Карбонатные озерно-ледниковые и озерно-морские	15	3,28	4,70	0,42	3,39 – 7,10	23,6
Древнеаллю-виальные пески и супеси	20	0,75	1,07	0,14	0,58 – 2,15	48,6
Аллювиальные	20	1,62	2,32	0,40	0,53 – 7,03	70,2
Эоловые пески Балтийской и Куршской кос	6	0,51	0,73	0,12	0,33 – 1,04	41,1
Все породы (без кос)	181	2,46	3,52	0,16	0,53 – 10,12	50,3

Минимальное количество характерно для пород, сильно отсортированных ветром (эоловые пески) или водой (древнеаллювиальные пески и супеси). Среди групп моренных отложений и их производных содержание железа выше в породах тяжелого гранулометрического состава. В карбонатных отложениях количество железа несколько меньше по сравнению с выщелоченными. Корреляционный анализ показал, что в разных группах пород связь валового Fe с илистой и глинистой частью варьирует от средней до сильной. В общей выборке связь железа с фракцией «физической глины» выше (r = 0,84), чем с илом (r = 0,77). Хотя при этом видно, что ил вносит основной вклад в эту взаимосвязь. Железо в почвообразующих породах Замландского полуострова является важным элементом, с которым связана целая ассоциация других элементов (не только сидерофилов). Значимая зависимость установлена для титана (r = 0,83), цинка (r = 0,82), марганца (r = 0,57), никеля (r = 0,76), хрома (r = 0,55), мышьяка (r = 0,55). Степень оглеения отражается на содержании железа в толще почвообразующих пород. Среди моренных супесей и суглинков наибольшее количество железа содержат глееватые (в среднем 4,9% Fe_2O_3), а неоглеенные и глеевые одинаковое количество в среднем

3,9% Fe_2O_3. Контрастный окислительно-восстановительный режим приводит к формированию многочисленных конкреционных и аморфных новообразований (ортштейны, шаровидные скопления гидроокиси, пятна, корочки). Четко выраженное концентрическое строение конкреций указывают на многолетнее сезонное накопление железа.

Среди озерно-ледниковых и озерно-морских отложений группа выщелоченных пород содержит валового железа больше, чем карбонатные. При этом выщелоченные породы в среднем легче по гранулометрическому составу, чем карбонатные, среди которых больше процент глин. Анализ выборки показал, что выщелоченные глины встречаются в автоморфных и полугидроморфных условиях и отличаются преобладанием коричнево-красноватых тонов окраски. Средняя величина pH 5,5 (варьирование 4,7–7,0). Сезонно-контрастная в глееватых и особенно окислительная среда в автоморфных породах способствуют закреплению железа в форме Fe^{3+}. Карбонатные породы залегают в понижениях и являются часто сильно оглеенными, обводненными и имеют сизую окраску. В условиях карбонатного оглеения подвижность железа заметно снижается, но не прекращается. Основная масса подвижного железа выпадает в форме конкреций в верхних горизонтах почв, формирующихся на карбонатных породах. Нами установлено, что в среднем в почвах Замландского полуострова содержится 2,31% валового Fe (3,30% Fe_2O_3), в том числе:

- в гумусовых горизонтах (среднее по всем почвам) – 1,97% Fe (2,82% Fe_2O_3);
- в гумусовом горизонте лесных почв – 1,85% Fe (2,65% Fe_2O_3);
- в гумусовом горизонте почв сельскохозяйственных угодий 2,08% Fe (2,98% Fe_2O_3) – без учета болотных почв.

Таблица 2

Содержание валового железа (%) в гумусовых горизонтах почв Замландского полуострова

Почвы	Угодье	n	M		m	lim (по Fe_2O_3)	V
			Fe	Fe_2O_3			
Дерново-подзолистые песчаные и супесчаные	Лес	22	0,95	1,36	0,16	0,42 – 2,30	41,1
	С.-х.	25	1,07	1,53	0,16	0,82 – 2,74	36,6
Дерново-подзолистые суглинистые	С.-х.	22	2,32	3,32	0,18	2,51 – 3,95	16,0
Буроземы песчаные и супесчаные	Лес	30	2,06	2,94	0,15	1,61 – 4,49	22,9
	С.-х.	22	1,78	2,55	0,18	1,75 – 3,08	20,7
Буроземы суглинистые	Лес	20	2,62	3,75	0,22	2,84 – 4,41	16,5
	С.-х.	22	2,38	3,40	0,15	2,94 – 3,66	15,1
Дерново-глеевые	Лес	13	2,00	2,87	0,35	1,80 – 3,80	36,7
	С.-х.	16	3,01	4,31	0,45	2,78 – 7,02	33,5
Аллювиальные	Лес	12	2,50	3,58	0,40	2,38 – 4,16	27,2
	С.-х.	16	3,74	5,35	1,00	2,93 – 8,50	51,3
Болотные низинные осушенные	С.-х.	20	4,05	5,80	0,85	0,86 – 10,51	62,8

Эти данные показывают, что: 1) усредненное содержание железа ниже кларка в почвах мира; 2) абсолютный разброс показателей (без учета ожелезненных горизонтов) составляет от 0,15 до 7,4%, поэтому в некоторых дерново-глеевых, аллювиальных тяжелосуглинистых и глинистых, а также болотных почвах кларковое содержание превышено (табл. 2); 3) в гумусовых горизонтах почв содержание железа несколько ниже по сравнению со всей почвенной толщей. В некоторых почвах наблюдается иллювиальный максимум в горизонтах «В». В лесных подстилках содержание валового железа варьирует в широких пределах 300–3600 мг/кг. В подзолистых и дерново-подзолистых песчаных лесных почвах максимальное количество валового Fe нередко приурочено к лесной подстилке и органоминеральным переходным горизонтам. Однако в почвах

разной степени увлажнения наблюдаются свои особенности профильного распределения железа.

В автоморфных почвах профиль наименее дифференцирован, изменения содержания Fe не резкие, с повышениями в гумусовых и альфегумусовых горизонтах. В глееватых почвах видно непрерывное нарастание с явным максимумом в горизонте Bfh. В глеевых почвах профиль резко дифференцирован и наибольшее содержание железа в перегнойных горизонтах. Отбеленные подзолистые горизонты состоят практически из чистого кварца, в а альфегумусовых горизонтах значительное количество гумуса. В условиях близкого залегания грунтовых вод железо в значительной мере вымывается в составе гумусово-минеральных комплексов.

В рассмотренных выше почвах содержание железа в гумусовых горизонтах коррелирует с органическим веществом (r = 0,52). В альфегумусовых горизонтах наиболее тесная корреляция железа обнаружена с марганцем и алюминием (r = 0,70 и 0,72). В окультуренных дерново-подзолистых суглинистых почвах иллювиальные горизонты содержат достоверно большее количество железа (4,62% Fe_2O_3) по сравнению с гумусовыми. Причем, в гумусовых горизонтах корреляция содержания железа с илом отсутствует, а в иллювиальных коэффициент корреляции составляет 0,81. Буроземы лесных угодий содержат несколько больше железа в гумусовых горизонтах по сравнению с окультуренными почвами. В лесных буроземах иллювиальное накопление железа выражено слабо, за исключением глеевых видов. Увеличению содержания валового Fe в глеевых буроземах способствует окислительный барьер в верхней части профиля, а в почвах с близким залеганием карбонатных морен еще и щелочной барьер. Корреляции валового железа с гумусом не обнаружено. Зато с илом связь устойчивая чаще всего средней силы: в гор. A_1 r = 0,50–0,58; в гор. B r = 0,50–0,69, в глеевых 0,85. В окультуренных неоглеенных буроземах заметнее становится элювиально-иллювиальное распределение валового железа в профиле по сравнению с лесными почвами. Причина видится в усилении промывания почв на открытых пространствах. Осушительная мелиорация способствовала созданию геохимических барьеров в иллювиальных глееватых горизонтах. Связь железа с илом становится особенно сильной в горизонтах «B» (r = 0,78–0,85). Значительное увеличение содержания железа в дерново-глеевых и аллювиальных почвах сельскохозяйственных угодий по сравнению с лесными аналогами связано с тем, что выборка лесных почв оказалась легче по гранулометрическому составу. По-видимому, определенную роль играет осушение сельскохозяйственных угодий. В результате создается кислородный барьер, на котором железо осаждается в форме ортштейнов и жерствы, в том числе и в гумусовых горизонтах. В дерново-глеевых лесных почвах железо тесно связано с илистой частью почв (r = 0,84). В почвах сельскохозяйственных угодий эта связь становится слабее. Во всех аллювиальных почвах выражена связь валового железа с органическим веществом (r = 0,88). Высокое содержание железа обнаружилось в болотных осушенных почвах, хотя коэффициент вариации также велик. Здесь основную роль играет гидрогенный фактор, то есть содержание железа в грунтовой воде. Изредка в профиле осушенных торфяников встречаются аккумуляции вивианита.

УДК 550.84.094

РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ДОННЫХ ОСАДКАХ ПО ПРОФИЛЮ ЧЕРЕЗ МАКРОБАРЬЕР «РЕКА-МОРЕ» ОБИ И ЕНИСЕЯ

Асадулин Эн.Э., Мирошников А.Ю., Усачева А.А.
ИГЕМ РАН, Москва, e-mail: aasad@igem.ru

В области смешения пресных речных вод с солеными морскими в эстуариях Оби и Енисея резко меняются фациальные и химические условия с образованием геохимического макробарьера [1], на котором происходит интенсивная задержка миграции материкового вещества в море. Изучение закономерностей переноса и отложения терригенного материала по обскому и енисейскому профилям «пресная вода – зона смешения – морская вода» показало их практически одинаковый характер. С учетом этого, М.А. Левитаном с соавт. [2] было предложено однотипное разделение основных современных фациальных обстановок исследуемых акваторий. Непосредственно с областью смешения связаны следующие обстановки: пресноводная речная аллювиальная (нижние течения Оби и Енисея, код «А»), солоноватоводная аллювиально-морская (эстуарии Оби и Енисея, код «В»), морская внутреннего шельфа (Обь-Енисейское мелководье, код «С»), показанные на рис. 1.

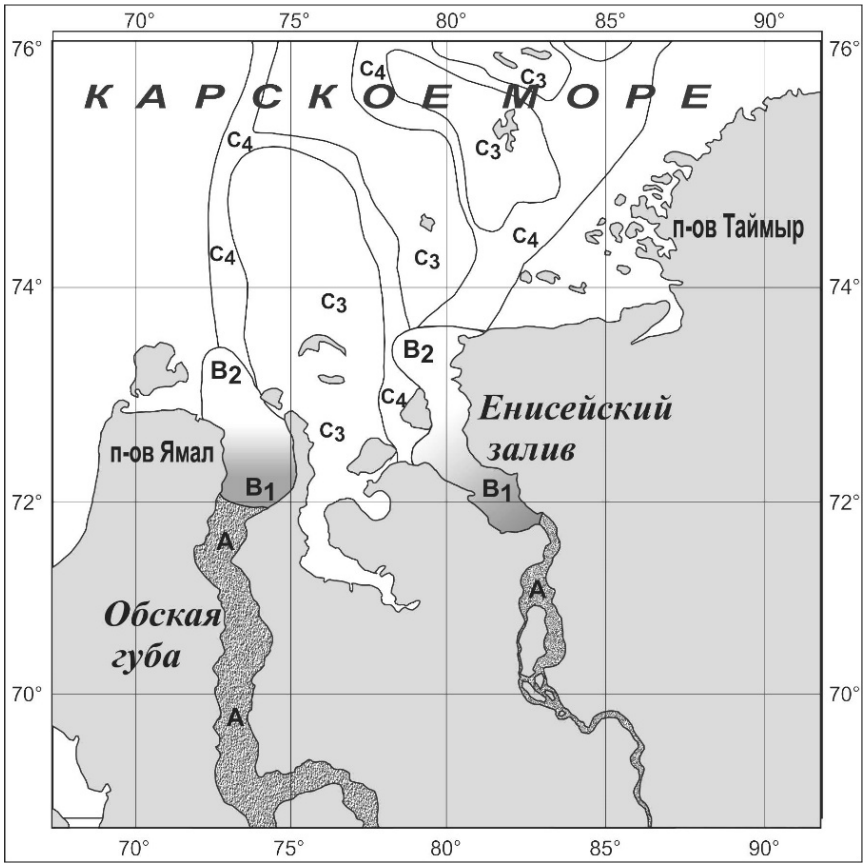


Рис. 1. Фациальные обстановки осадконакопления по профилю «пресная речная вода – зона смешения – морская вода» Оби и Енисея (по М.А. Левитану). «А» – пресноводная речная аллювиальная, «В» – солоноватоводная аллювиально-морская обстановка эстуариев (проксимальная «В1» и дистальная «В2»), «С» – морская обстановка внутреннего шельфа (равнинная часть «С3» + затопленная гидросеть пра-Оби и пра-Енисея «С4»)

В пределах обстановки эстуариев различаются две аллювиально-морские фации: проксимальная («В1») и дистальная («В2»). Гранулометрическим признаком проксимальной фации является наличие в глинистых отложениях смешанного алевропсаммитового материала. По всей протяженности дистальной фации осадки представлены преимущественно пелитами – довольно однообразными илами оливково-серого или черного цвета. Преобладающую часть донных осадков на макробарьере река-море составляют отложения дистальной фации. Здесь происходит накопление основной массы осадочного материала и наиболее существенная задержка токсичных химических элементов и радионуклидов. В пределах дистальной фации «В2», по данным М.А. Левитана [2], происходит максимальное накопление $A1_2O_3$, Fe_2O_3, TiO_2, MgO, CaO, Co, Sc, S; Eu, Tb, Yb, Lu и, как установлено А.Ю. Мирошниковым [3], образование в донных осадках значительных по размерам зон повышенной активности радиоцезия. Вместе с тем, при одинаковой фациальной обстановке осадконакопления, отложения эстуария Оби в сравнении с эстуарием Енисея, отличаются повышенным содержанием большинства изучавшихся химических компонентов. Исключение составляют CaO, Sc, Cr, Co, концентрация которых, наоборот, более высока в осадках енисейского фациального аналога [2, 4].

Основными формами переноса вещества пресными речными водами являются взвеси и коллоиды. В процессе длительного пути миграции от мест эрозии геологических образований к области максимального осаждения на макробарьере река-море терригенный материал многократно перемешивается. Поэтому распределения концентраций геохимически более или менее инертных элементов в отложениях одинаковых фациальных обстановок эстуариев Оби и Енисея отражают различия обобщенных региональных геохимических профилей водосборных площадей этих рек и могут быть использованы в качестве геохимических эталонов обского и енисейского минерального сноса. Так, на основе статистически представительного материала по донным осадкам фациальной обстановки «В» с учетом разницы средних содержаний и корреляционных связей был разработан аддитивный геохимический критерий распознавания обского и енисейского терригенного материала в морских донных осадках [4]. Исходные данные получены при проведении комплексных экспедиций на НИС ГЕОХИ РАН «Академик Борис Петров» в Карском море, Обской губе и Енисейском заливе. Подъем проб донных осадков осуществлялся на якорных станциях с разделением колонок на сантиметровые срезы и последующим лабораторным анализом химических элементов инструментальным методом нейтронной активации (ИНАА) [3, 4].

Среди наиболее информативных признаков геохимического различия обских и енисейских отложений на границе река-море оказались редкоземельные элементы (РЗЭ) La, Ce, Nd, Sm, Eu, Yb, Lu (Tb исключен из-за высокой дисперсии содержаний, возможно технического происхождения). Остальные лантаноиды методом ИНАА не определялись. В отличие от предыдущей работы [4], где авторы сравнивали геохимические особенности отложений только эстуариев Оби и Енисея, теперь была поставлена задача сопоставить характер концентрирования РЗЭ по пути от пресноводной речной аллювиальной фациальной обстановки «А», через область смешения речных и морских вод - солоноватоводные аллювиально-морские фации «В1» и «В2» к морской обстановке внутреннего шельфа «С» в целом. Первоочередной выбор именно РЗЭ для этой цели связан с их геохимическими свойствами, а также с учетом информации об их поступлении с материков в океан с терригенным материалом [5].

Составлены 7 выборок, характеризующих упомянутые фациальные обстановки Оби и Енисея, в скобках дано количество проб: Обь-А (108), Ен-А (100), Обь-В1(100), Ен-В1(101), Обь-В2(105), Ен-В2(214) и С(136). Содержания РЗЭ в выборках нормированы на один из общепринятых эталонов – «Северо-Американский сланцевый композит», (NASC) что подходит для речных и морских терригенных осадков [4, 5]. Средние вели-

чины нормированных содержаний РЗЭ в выборках приведены на графиках-элементограммах (рис. 2). Выраженный европиевый максимум обусловлен европиевым минимумом нормировочного эталона NASC.

Элементограммы отображают следующее. Форма распределения РЗЭ и их концентрации в осадках всех фациальных обстановок Обской губы и внутреннего шельфа практически одинаковы. Следовательно, при абсолютном увеличении количества осаждающегося вещества на макробарьере река-море изменений удельных концентраций РЗЭ не происходит.

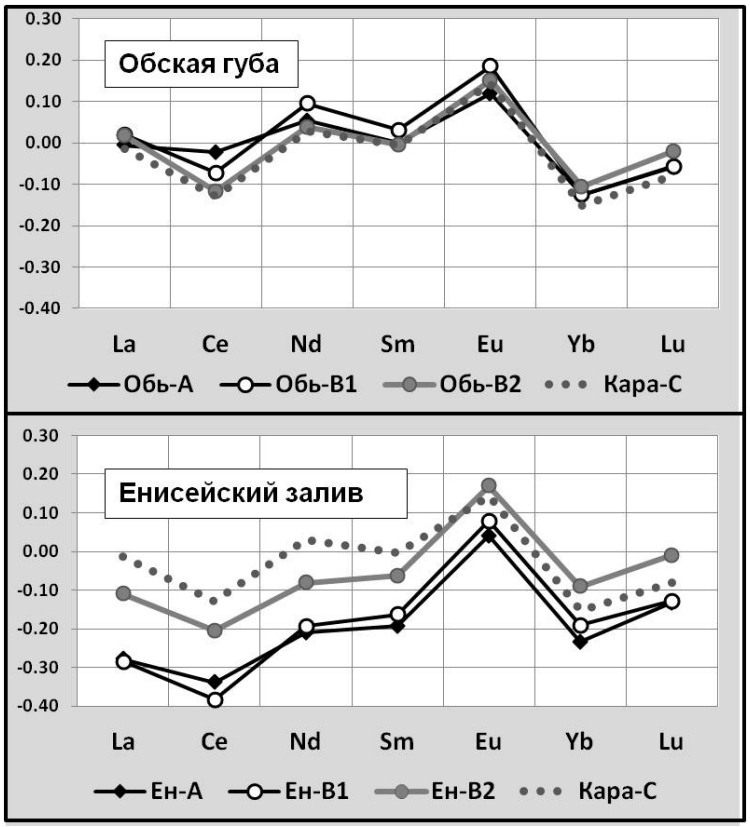


Рис 2. Элементограммы РЗЭ для донных осадках фациальных обстановок (А, В1, В2, С) Обской губы (Обь), Енисейского залива (Ен) и прилегающей части внутреннего шельфа Карского моря. По оси ординат – логарифм нормированных на NASC содержаний элементов

В Енисейском заливе одинаковы распределения пресноводной аллювиальной обстановки «А» и проксимальной фации В1 области смешения речных и морских вод. Кривая же распределения РЗЭ дистальной фации В2 приближается к кривой обстановки внутреннего шельфа «С», занимая как бы промежуточное положение между типично енисейской и типично обской формами распределения РЗЭ. Обнаруженное явление, судя по всему, обусловлено поступлением обской воды и, соответственно, транспортируемого терригенного материала из Оби в енисейскую дистальную область макробарьера река-море с примешиванием к енисейскому терригенному. С одной стороны, это подкрепляет результаты распознавания происхождения донных осадков в восточной части Карского моря с помощью аддитивного геохимического критерия [6]. С другой стороны – заставляет скорректировать выборку данных для определения обобщенного геохимического профиля (эталона) енисейского терригенного материала исключив пробы осадков фации В2, в которых имеется примесь обского материала. В целом, обские терригенные осадки отличаются от енисейских очевидно более высоким содержанием всех РЗЭ и более высоким отношением (La+Ce+Nd+Sm)/(Yb+Lu).

Литература

1. Перельман А.И. Геохимия. М.: Высшая шеола, 1989. 528 с.

2. Левитан М.А., Буртман М.В., Демина Л.Л., Чудецкий М.Ю., Шостер Ф. Фациальная изменчивость поверхностного слоя осадков Обь-Енисейского мелководья и эстуариев Оби и Енисея // Литология и полезные ископаемые. 2005. № 5. С. 472-484.

3. Мирошников А.Ю. Закономерности распределения радиоцезия в донных отложениях Карского моря // Геоэкология. 2012. № 6. С. 516-526.

4. Асадулин Эн.Э. Мирошников А.Ю. Величкин В.И. Геохимическая специализация донных осадков в зонах смешения вод Оби и Енисея с водами Карского моря // Геохимия». 2013. №12. С. 1116-1129.

5. Дубинин А.В. Геохимия редкоземельных элементов в океане. М.: Наука, 2006. 360 с.

6. Асадулин Эн.Э. Мирошников А.Ю. Усачева А.А., Величкин В.И. Геохимическое распознавание терригенного материала из Оби и Енисея в донных осадках восточной части Карского моря// ДАН. 2015. Т. 461. № 2. С. 207-209.

УДК 550.42: 631.459 (470.323)

ДНИЩА БАЛОК КАК ЗОНЫ БАССЕЙНОВОЙ АККУМУЛЯЦИИ ВЕЩЕСТВ ПЕДОГЕННОГО И ТЕХНОГЕННОГО ПРОИСХОЖДЕНИЯ (НА ПРИМЕРЕ БАССЕЙНА РЕКИ ЧЕРНЬ, КУРСКАЯ ОБЛАСТЬ)

Асеева Е.Н., Беляев В.Р., Пальников А.А.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: aseyeva@mail.ru, vladimir.r.belyaev@gmail.com

Механическая миграция твердого вещества, обусловленная водной эрозией, играет важную роль не только в изменении морфологии поверхности суши, но и в перемещении химических элементов от автономных к подчиненным аккумулятивным ландшафтным позициям. Воздействуя на почвы и рыхлые породы, она в значительной степени определяет характеристики природного геохимического фона, влияет на показатели почвенного плодородия, а при наличии загрязнения является одним из основных факторов перераспределения загрязняющих веществ и формирования зон их вторичной концентрации. В настоящее время в исследованиях геохимических аспектов водной эрозии активно развивается бассейновый подход, при котором изучается геохимическое взаимодействие различных подсистем в пределах малых водосборов, занимающих разное геоморфологическое положение и представленных склонами междуречья, овражно-балочной сетью, днищами речных долин, русловой сетью. Каждая из этих подсистем отличается своеобразными чертами механической миграции твердого вещества и выполняет определенные системообразующие функции в речном бассейне. В совокупности, эти подсистемы образуют единую педолитогенную каскадную структуру рассеяния и концентрации природных и техногенных веществ, связанную с процессами латерального массопереноса.

Поскольку считается, что при интенсивной распашке, сопровождаемой ростом объема наносов, главная нагрузка ложится на овраги и балки, которые принимают с пахотных склонов основной поток наносов [1], в настоящем исследовании была поставлена цель оценить накопление природных и техногенных (в частности радиоактивных) веществ в верхних звеньях флювиальной сети небольшого речного бассейна, расположенного в лесостепной зоны Среднерусской равнины. Задачами исследования являлось 1) определение скоростей накопления наносов в днищах балочных систем на основе вертикальных эпюр распределения Cs-137; 2) сравнительная оценка запасов Cs-137 для выявления зон аккумуляции и денудации и 3) оценка дифференциации почв, занимающих разное геоморфологическое положение, по содержанию органического углерода, металлов и их подвижных форм с целью выявления основных тенденций латерального перераспределения педогенных и загрязняющих веществ в изучаемом водосборе.

Объект исследования – бассейн реки Чернь– расположен в западной части Среднерусской возвышенности, на границе Орловской и Курской областей. Общая площадь бассейна составляет 1190 км^2, а его исследуемая часть, включающая верхнее и среднее течение – 132,4 км^2. Река на этом участке протекает в субмеридиональном направлении, дренирует агроландшафты, и впадает в искусственный водоем, отделяющий наименее нарушенную верхнюю часть бассейна от его нижней части, где, начиная с 1957 г., ведется добыча железной руды на одном из крупнейших месторождений Курской магнитной аномалии – Михайловском. Среди почвообразующих пород преобладают легкоэродируемые лессовидные суглинки, степень расчленения рельефа характеризуется высоким уровнем по сравнению с другими областями Европейской части России. Ускоренной эрозии способствовала длительная и интенсивная распашка территории, максимум которой пришелся на середину прошлого столетия. В 1986 г. территория бас-

сейна подверглась радиоактивному загрязнению от аварии на Чернобыльской АЭС, что позволило использовать Cs-137 в качестве метки для изучения процессов современного массопереноса [1].

Полевые работы на территории бассейна проводились сотрудниками НИЛ эрозии и русловых процессов и кафедры геохимии ландшафтов и географии почв географического факультета МГУ им. М.В.Ломоносова в период с 2008 по 2012 гг. В процессе полевых работ в пределах водосбора на его разных участках (в верховьях, средней части и низовьях) было проведено опробование 4 групп почв, различающихся по геоморфологическому положению в водосборной области. Эти группы были представлены 1) слабоэродированными пахотными почвами на плакорах; 2) освоенными почвами склонов междуречья (агросерыми лесными почвами и агрочерноземами оподзоленными и выщелоченными, часто заметно эродированными); 3) намытыми дерновыми и черноземовидными почвами в днищах балок под естественной луговой и древесной растительностью; 4) аллювиальными дерновыми карбонатными почвами, формирующимися на пойме реки Черни под луговой растительностью. Для анализа накопления вещества в балках были выбраны 3 балки в верхней, средней и нижней части бассейна. Изученные балки отличаются по форме, протяженности, крутизне склонов и другим параметрам. По аналогии с бассейном реки, эти системы были разделены на отдельные части: верховья, среднюю часть и низовья, где в днище и бортах были заложены почвенные разрезы, проведено морфологическое описание и опробование почв. Отбор проб почв в днищах балочных систем для определения запасов радиоактивного цезия осуществлялся послойно из каждого разреза. В слое первых 30 см отбор проводился через каждые 3 см, глубже – через каждые 5 см до глубины 70-80 см. На склонах балки были отобраны интегральные образцы из слоя 30 см согласно принятой методике [2]. На плакорах и распаханных склонах также бралась интегральная проба пахотных горизонтов почв до глубины 30 см; на пойме проводился послойный отбор проб до глубины 60 см. После предварительной пробоподготовки во всех образцах почв на гамма-спектрометрическом комплексе сотрудником НИЛ эрозии и русловых процессов географического факультета МГУ Е.Н. Шамшуриной была измерена активность Cs-137. Определение содержания углерода органических соединений осуществлялось методом Тюрина, определение валового содержания элементов (V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Pb, Sr) проводилось рентгенфлуоресцентным методом с использованием прибора Спектроскан Макс-GV. Подвижные формы элементов (Fe, Mn, Zn, Cu, Co, As, Pb) экстрагировались 1н HCl в соотношении почва-реагент 1:10. Конечное измерение их концентраций в экстрактах проводилось на атомно-абсорбционном спектрометре novAA-400, Analytik-Jena AG сотрудником лаборатории кафедры геохимии ландшафтов и географии почв географического факультета МГУ Е.В. Терской. Статистическая обработка результатов лабораторных анализов проводилась в пакете SPSS. При расчетах среднеарифметических значений, минимумов и максимумов, коэффициента вариации использовали выборки по перечисленным выше группам почв. С помощью коэффициентов корреляции Пирсона изучалась теснота связей содержаний металлов и гумуса.

Изучение вертикального распределения Cs-137 в почвах бассейна реки Чернь показало, что основные запасы радиоактивного цезия приходятся на первые 30 см почв. Исключение составляют некоторые пойменные разрезы в нижнем створе реки и конус выноса балки в верхней части бассейна, где пик 1986 г. залегает на глубинах более 30 см. По запасам цезия-137 и по его удельной активности, в структуре поля загрязнения на территории бассейна в настоящее время прослеживаются зоны выноса и аккумуляции (табл. 1). Согласно запасам Cs-137, основные зоны разгрузки наносов приурочены к овражно-балочным системам (табл. 1), а зоны преимущественного рассеяния почвенного материала – к склонам междуречий, занятым агроландшафтами. Расчеты баланса наносов (с использованием данных по запасам Cs-137 в донных отложениях при-

нимающего водоема) показали, что за постчернобыльский период в днищах балок было переотложено более 60% наносов, смытых со склонов, в то время как на пойме – менее 10%. Внутрибассейновая аккумуляция вещества, приуроченная в основном к верхним звеньям флювиальной сети, происходила на фоне снизившихся общих темпов эрозии, что было вызвано климатическими изменениями и сокращением площади пашни после распада Советского Союза.

Таблица 1

Дифференциация почв разных геоморфологических позиций в бассейне р.Чернь по запасам Cs-137 (Бк/м^2)

Позиция	Количество проб, n	Среднее	Min	Max	Коэффициент вариации, %	Среднее в поверхностном слое 30 см
Плакоры	27	28308	13651	48108	36	28308
Склоны междуречий	42	18348	1374	32631	27	16943
Склоны балок	13	22152	11007	37558	38	22152
Днища балок	108	28309	12909	38385	39	24226
Пойма	125	30092	16993	46978	68	23283

Вместе с почвенными частицами в процессе их латерального переноса происходит перемещение биофильных элементов. Средние данные о содержании органического вещества (гумуса) в разных группах почв (рис. 1), позволяют оценить почвы балок как наиболее гумусированные, не только по сравнению с эродированными почвами освоенных склонов, но и с почвами, формирующимися в аккумулятивных позициях на пойме реки под естественной растительностью, что в большей степени связано с переотложением в днище балочных систем почвенного материала, сносимого с пашни (рис. 1).

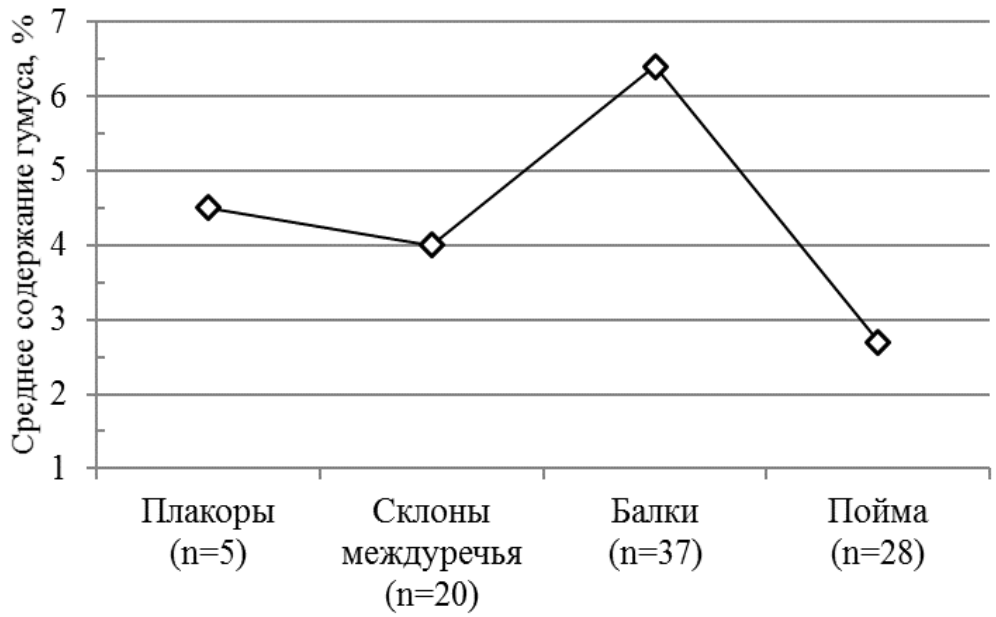


Рис.2 Дифференциация почв на разных геоморфологических позициях в бассейне реки Чернь по среднему содержанию гумуса

По валовому содержанию и содержанию подвижных форм тяжелых металлов почвы овражно-балочных систем (табл. 2) также превосходят почвы других геоморфологических позиций. Установлено, что в днище балок относительно почв плакоров и освоенных склонов междуречья, которые имеют схожий валовой микроэлементный

состав, наблюдается накопление большинства элементов, за исключением Pb и As. По интенсивности накопления в почвах балок (относительно почв на плакорах) металлы образуют следующий ряд: $Cu_{3,1}$>$Co_{2,1}$>$Ni_{1,7}$>$Zn_{1,5}$,>$V_{1,3}$,> $Cr_{1,2}$ (нижний индекс рядом с элементом – коэффициент латеральной дифференциации). В аллювиальных почвах на пойме преобладают процессы рассеяния металлов (Cu>Zn>Ni>V>Cr), но накапливаются $Pb_{1,2,}$ $As_{1,3}$, а также $Co_{2,0}$.

Таблица 2

Средние содержания химических элементов в верхних 60 см почв днищ балок в бассейне реки Чернь (мг/кг)

Элемент	Fe	Mn	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Pb	Sr
Валовое содержание											
Среднее*	–	797	90,5	86	27	49	48,5	60	6,4	12,4	121
Минимум	–	539	76	76	22	39	43	47	3	1	107
Максимум	–	1210	113	100	32	59	57	77	9	30	148
Содержание подвижных форм (1н HCl)											
Среднее*	2288	251	–	–	0,9	–	5,2	0,24	0,22	6,4	–
Минимум	342	16	–	–	0,1	–	1,6	0,1	0,1	0,7	–
Максимум	10179	1231	–	–	1,9	–	10,4	0,85	0,49	12,4	–

*среднеарифметическое значение (n=37); «–» – не определялось

В отношении подвижных форм, почвы балок характеризуются повышенным содержанием всех, без исключения, элементов: $Fe_{4,6}$> $As_{3,7}$>$Mn_{3,2}$>Pb,Co,$Zn_{2,7}$ >$Cu_{2,1.}$ Как видно из приведенного выше ряда значений L, накопление проявляется относительно контрастно. Поскольку формы, извлекаемые 1 н HCl, представлены в основном специфически сорбированными соединениями элементов, можно предположить, что их поступление в балочные системы происходит в ассоциации с тонкодисперсным веществом почв, в том числе с гумусом за счет смыва с расположенных выше по рельефу пахотных склонов. Это предположение подтверждается данными лабораторных анализов, поскольку на склонах балочных водосборов зарегистрированы не только потери гумуса, но и вынос ряда металлов (Mn,$Co_{0,7}$>Pb,$Cu_{0,8}$). Результаты статистического анализа, указывающие на высокую положительную корреляционную связь между Mn,Cu,Zn,Co и содержанием гумуса (r=0,4-0,7; p>0,05), также подтверждают вывод, сделанный выше, но не объясняет формирование еще одной, но менее контрастной зоны с повышенными концентрациями подвижных форм элементов, которая приурочена к пойме. Уровни накопления здесь подвижных форм оказывается несколько ниже (за исключением As), чем в балках (в 1,5-2 раза).

Таким образом, для объекта исследования – бассейна реки Чернь –характерен высокий потенциал механической миграции твердого вещества, связанный, главным образом, с интенсивным и длительным сельскохозяйственным освоением территории. Интенсивность механической миграции проявляется в высоких показателях смыва и аккумуляции наносов, что в совокупности с ландшафтно-геохимическими условиями территории определяет основные черты ее геохимической структуры, а именно, влияет на пространственное распределение органического углерода, тяжелых металлов, мышьяка и Cs-137. По результатам наших исследований существует прямая зависимость в распределении гумуса и тяжелых металлов от особенностей проявления эрозионно-аккумулятивных процессов. Благодаря сорбции тяжелых металлов почвенными частицами, главным образом, гумусовым веществом почв, происходит перемещение этих элементов в нижележащие позиции. Главной зоной разгрузки твердого материала, в том числе веществ педогенного и техногенного происхождения, являются верхние звенья флювиальной сети – балочные системы, представляющие собой своеобразный барьер на пути латерального массопереноса к конечным звеньям миграции твердого

вещества – русловой сети и принимающему водоему. В днищах балок происходит накопление основной доли наносов (60-65%), смываемых со склонов, благодаря чему здесь формируются вторичные зоны аккумуляции цезия-137, гумуса, тяжелых металлов и их сорбированных форм.

Литература

1. Голосов В.Н. Эрозионно-аккумулятивные процессы в речных бассейнах освоенных равнин М.: ГЕОС, 2006. 296 с.

2. Шамшурина Е.Н. Влияние массопереноса на пространственное распределение 137Cs в почвах малых водосборов лесостепной зоны (на примере Курской области): Автореферат диссертации канд. биол. наук. Мос. гос. ун-т. М., 2009. 26 с.

УДК 631.416.9

ОСОБЕННОСТИ СОДЕРЖАНИЯ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ПОЧВАХ СРЕДНЕТАЕЖНОЙ ПОДЗОНЫ КАРЕЛИИ

Ахметова Г.В.

ИЛ КарНЦ РАН, Петрозаводск, e-mail: akhmetova@krc.karelia.ru

Как известно, микроэлементы содержатся в почве в очень малых количествах, однако они выполняют важнейшие функции в биохимических процессах и жизненно необходимы для нормального роста и развития живых организмов. Тем не менее, при повышенных концентрациях они относятся к наиболее опасным загрязняющим веществам – тяжелым металлам. Этим определяется актуальность исследований направленных на изучение микроэлементного состава почв. Сведения о содержании микроэлементов в почвах, с одной стороны, необходимы для оценки потребности в них растений, а с другой – для решения задач охраны почв от загрязнения. Также элементный состав почв отражает характер литологического строения территории и особенности техногенного и биологического круговорота веществ.

Микроэлементный состав почв, как известно, определяется составом коренных пород, четвертичных отложений. Главная геохимическая особенность почв Карелии связана с тем, что основная часть региона расположена в пределах восточной части Фенноскандинавского щита, здесь широко распространены различного рода гранитогнейсы, гнейсограниты, гнейдиориты и граниты, которые богаты кремнеземом, алюминием и щелочами, но бедны металлами и почти не содержат микробиогенные элементы. Также эти породы относительно устойчивы к выветриваю в прохладном климате. Образования раннепротерозойского чехла, распространенные в северной части Прионежья и Приладожья, представлены различными осадочными породами основного и ультраосновного химического состава и характеризуются более высоким содержанием макро- и микроэлементов [1]. Южная часть республики занимает северную часть Русской равнины, где распространены более мощные осадочные отложения, преимущественно песчаные, в юго-восточной части Карелии распространена суглинистая морена. Из позднеледниковых отложений встречаются ленточные глины и суглинки, которые приурочены к крупным депрессиям рельефа (Шуйская, Ладвинская и Олонецкая равнины).

Почвенный покров Карелии отличается сложным строением, мозаичностью и мелкоконтурностью, что связано с сильной расчлененностью рельефа и частой сменой почвообразующих пород [2]. В среднетаежной подзоне Карелии наибольшие площади занимают автоморфные почвы, преимущественно подзолы. Наиболее типичными почвами здесь являются подзолы иллювиально-железистые и иллювиально-гумусово-железистые. Гидроморфные и полугидроморфные почвы занимают меньшие площади по сравнению с северотаежной подзоной. В южной части Карелии для подзолов характерно наличие гумусово-аккумулятивного процесса, который приводит к образованию подзолистых почв и под вторичными мелколиственными лесами - вторично-дерновых почв. Почвенный покров районов Приладожья и Заонежья, в местах распространения почвообразующих пород основного химического состава (элюво-делювии диабазов, моренные и озерные отложения, обогащенные элювием диабазов, шунгиты), представлен буроземами.

В настоящее время накоплено большое количество информации о содержании микроэлементов в почвах республики, анализ которых позволяет провести обобщение этих сведений.

Содержание микроэлементов в наиболее распространенных почвах изучаемой территории – подзолах, относительно кларковых [3] и фоновых [4] показателей, очень низкое. Эта особенность связана с почвообразующими породами, на которых формируются данные почвы – в основном это флювиогляциальные пески и песчаная морена, которые бедны химическими элементами. Для подзолов характерно неравномерное распределение микроэлементов по профилю. Особенно низко содержание их в подзолистых горизонтах данных почв, для меди, кобальта, никеля, цинка – Кс (коэффициент концентрации рассчитанный относительно фоновых значений)=0,12-0,3, для хрома – Кс=0,4-0,5, так как в результате разрушения минералов в горизонтах А2 происходит вынос питательных веществ и химических элементов и аккумуляции их ниже по профилю почв. Иллювиальные горизонты подзолов выступают в качестве сорбционного барьера, на котором с разной степенью интенсивности, происходит накопление химических элементов. Коэффициенты концентрации большинства микроэлементов здесь более высокие – до 0,4-0,5, особенно интенсивно накапливается цинк – его концентрация увеличивается в 2-3 раза по сравнению с его содержанием в подзолистых горизонтах (Кс=0,5-0,7).

В местах выходов коренных скальных пород кислого химического состава часто встречаются фрагментарные подзолы. Они характеризуются более высокими величинами концентрации микроэлементов, что связано с менее интенсивно происходящим процессом разрушения первичных материалов. Тем не менее, рассчитанные коэффициенты концентрации низкие – для элювиальных горизонтов они находятся на уровне 0,2-0,6, для иллювиальных – 0,4-0,8.

Поверхностно-подзолистые почвы в среднетаежной подзоне Карелии встречаются нечасто, они развиваются на хорошо дренированных песках в водно-ледниковых типах ландшафтов и занимают небольшие площади. Содержание микроэлементов в них, по сравнению с ранее рассмотренными почвами, более высокое. Поверхностно-подзолистые почвы отличаются более высокими значениями концентрации меди, цинка, хрома и марганца, их Кс в иллювиальных горизонтах приближаются к единице.

Подбуры формируются на элювии и элюво-делювии основных кристаллических пород в денудационно-тектонических и скальных типах ландшафтов. Данные почвы отличаются более высоким уровнем содержания микроэлементов, чем вышерассмотренные почвы, Кс большинства микроэлементов сильно варьирует – от 0,4 (медь, кобальт) до 0,95 (цинк, марганец). Профиль подбуров слабоконтрастен относительно дифференциации микроэлементов по генетическим горизонтам. Также, для данных почв выявлено накопление всех изучаемых микроэлементов относительно почвообразующих пород, особенно цинка и хрома.

Подзолистые суглинистые почвы формируются в районах распространения суглинистой морены или озерных ленточных глин. Так как данные почвы отличаются более тяжелым гранулометрическим составом, по сравнению с вышерассмотренными почвами, то содержание микроэлементов в них закономерно намного выше – на уровне фоновых и кларковых показателей, особенно отмечается высокое содержание цинка. Профиль данных почв также характеризуется контрастностью относительно содержания изучаемых микроэлементов, однако эта закономерность, по сравнению с подзолами, выражена меньше. Рассчитанные коэффициенты концентрации микроэлементов относительно почвенных кларков в подзолистых горизонтах сильно варьируют – для кобальта вычислены самые низкие значения (Кс=0,4), более высокие (Кс=0,8) для меди, никеля, хрома, а для цинка и марганца коэффициенты концентрации превышают единицу. В иллювиальных горизонтах рассчитанные Кс для большинства микроэлементов превышают единицу.

Как говорилось выше, буроземы формируются в местах распространения почвообразующих пород основного химического состава и на тяжелых суглинках. Они харак-

теризуются наличием дернового процесса, в результате которого формируется гумусово-аккумулятивный горизонт, отличающийся высоким содержанием органического вещества и других питательных веществ, в том числе микроэлементов. Рассчитанные данные для этих почв превышают фоновые значения в 2-5 раз, особенно высокие значения выявлены для цинка, меди и марганца. Относительно распределения по горизонтам данных почв выявлена более равномерная миграция, с максимумом в подподстилочной гумусовом горизонте, вниз по профилю их концентрация постепенно снижается.

Наибольшая концентрация всех изученных микроэлементов характерна для буроземов развитых на шунгитовых сланцах или морене с высоким содержанием шунгитового материала. Несмотря на высокую степень каменистости, данные почвы могут считаться наиболее плодородными среди почв Карелии.

Таким образом, анализ данных по содержанию микроэлементов в лесных почвах среднетаежной подзоны Карелии выявил, что в среднем, концентрация микроэлементов в них отличается низкими значениями. Только почвы, развитые на богатых химическими элементами почвообразующих породах, могут характеризоваться высокими уровнями содержания микроэлементов.

Литература

1. Разнообразие почв и биоразнообразие в лесных экосистемах средней тайги / Карел. науч. центр. Ин-т леса; Отв. ред. Н.Г. Федорец. М.: Наука, 2006. 287 с.

2. Морозова Р.М. Лесные почвы Карелии. Л.: Наука, 1991. 184 с.

3. Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 239 с.

4. Федорец Н.Г., Бахмет О.Н., Солодовников А.Н., Морозов А.К. Почвы Карелии: геохимический атлас. М.: Наука, 2008. 47 с.

УДК 631.41

СВОЙСТВА ДЕРНОВОЙ СУПЕСЧАНОЙ ПОЧВЫ И СОСТАВ ПРИРОДНЫХ ВОД ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Барсова Н.Ю.(1), Мотузова Г.В.(1), Кочарян А.Г.(2)

(1) *МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: motuzova@mail.ru*

(2) *Институт Водных Проблем РАН, Москва*

Задача выполненных исследований: характеристика свойств дерновой супесчаной почвы, побережья Иваньковского водохранилища – основного источника питьевого водоснабжения г. Москвы и свойствами вод водохранилища и природных вод исследуемой территории (почвенных, грунтовых, атмосферных), выявление взаимосвязи между всеми этими компонентами.

Геоморфология изучаемой территория – это вторая терраса реки Волги. Географические координаты: 56°39'52.35"С и 36°39'50.85"В. Количество осадков варьирует в пределах 413-666 мм в год. Гидротермический коэффициент составляет 1.5 – 1.6. За вегетационный период (с 1 мая по 30 августа) в среднем выпадает 150-530 мм осадков. В отдельные месяцы испаряемость может преобладать над осадками [1]. Естественный растительный покров прибрежной территории сильно нарушен. Лесная растительность неоднократно сводилась, и территория распахивалась. Почвенные разрезы заложены на суходольном лугу, на расстоянии 80 м от водохранилища.

В почвенных образцах определены: общее содержание макро- и микро- элементов, и их содержание в водной и кислотной вытяжках, содержание органических веществ, несиликатные и аморфные формы железа, водорастворимые и кислоторастворимые фосфаты, емкость катионного обмена, состав гумуса, молекулярно-массовое распределение гуминовых кислот, общая удельная внешняя и внутренняя поверхность. В образцах природных вод (почвенных, грунтовых, речных, атмосферных) определены: основные катионы и анионы, микроэлементы, pH, электропроводность, перманганатная окисляемость и цветность. В работе использован лизиметрический метод анализа, т.к. состав лизиметрических (гравитационных) вод является информативным показателем взаимодействия атмосферных осадков с почвой (с ее твердой, жидкой и газовой фазами) и миграции веществ по почвенному профилю в грунтовые воды [2,3].

Профиль дерновой почвы характеризуется реакцией, близкой к нейтральной (pH 6.3-6.9). Так как почвообразующей породой являются древнеаллювиальные пески, содержание в почве макро и микроэлементов низкое. Содержание подвижных соединений фосфора (по Кирсанову) в верхнем (30 см) гумусированном слое оптимально (1.7 ммоль/кг). В водной вытяжке из него фосфора содержится 0,02-0,04 ммоль/л. Такое повышенное содержание фосфора во всем профиле почвы, в том числе и в форме непрочно удерживаемых соединений, связано с сельскохозяйственным использованием этих земель до 80-х гг. прошлого столетия, с интенсивным внесением удобрений. Железо в почвообразующей породе представлено в основном силикатными формами (>80%). В старопахотном горизонте увеличивается доля несиликатного железа (до 35%).

Опад дерновой почвы характеризуется высокой зольностью (около 10%), повышенным содержанием водорастворимых органических веществ (содержание органического углерода в водной вытяжке составляет 350 мг/л). Содержание гумуса в верхнем 30 см слое (As+A) низкое (всего 2,45%). Исследование гумуса дернового горизонта выявило следующие его свойства: 1) равное содержание гуминовых и фульвокислот; 2) сравнительно высокая доля (64%) первой фракции гуминовых и фульвокислот (свободных); низкое содержание гумусовых кислот второй фракции, (предположительно

связанных с кальцием); 3) наличии в ГК фракций с молекулярными массами 40700, 5400, 3200 Да.

Общая удельная поверхность гумусированного горизонта (As+A) исследуемой почвы, определенная по адсорбции водяных паров (SH_2O) - высокая 52.3 $м^2$/г. Внешняя поверхность, определенная по адсорбции азота, составляет менее 8%. Повышенные величины удельной поверхности исследуемой почвы, определенной по адсорбции воды, обеспечивают способность почвы к активному поглощению полярных молекул малого размера, о чем свидетельствует величина стандартной ЕКО этой почвы – 4,95 ммоль-экв/100г. Максимальная величина поглощения ионов цинка исследуемой почвы оказывается еще большей из-за возможности цинка образовывать дополнительные связи по сравнению с ионообменным поглощением ионов Ba.

Анализ химического состава природных вод исследуемой территории показал тесную взаимосвязь их между собой и свойствами почвы.

Атмосферные осадки по ионному составу являются гидрокарбонатно-кальциевыми, с низкой минерализацией, менее 0,05 г/л. Наряду с природными факторами на состав атмосферных осадков региона оказывают влияние и техногенные факторы, обусловленные аэрозольными выбросами Конаковской ГРЭС (на восток от исследуемой территории), многочисленных предприятий Твери (на северо-западе). Следствием этого является широкое варьирование величины pH осадков: от 5.40 до 7.35, повышенное содержание сульфат-, нитрат- и хлорид ионов в них.

В лизиметрических водах по сравнению с атмосферными осадками сужается разброс значений pH, резко уменьшается концентрация SO_4^{2-}(поглощается почвой), и NO_3^- (включается в биологический круговорот). Характерны повышенные концентрации в лизиметрических водах водорастворимых органических веществ, фосфора и калия. Концентрации же микроэлементов в них понижены. Так как большую часть времени лизиметрические воды с грунтовыми водами не связаны, водорастворимые химические вещества почвы достигают грунтовых вод и вод водохранилища в ограниченном количестве.

Но в весенний период с экстремально увеличивающимися объемами талых вод в грунтовых водах и водах водохранилища происходит увеличение концентрации фосфат-ионов. Лизиметрические воды менее минерализованы, чем грунтовые. В грунтовых водах концентрация цинка и меди выше, чем в лизиметрических. Не исключается, что это является последствием береговой фильтрации металлов из водохранилища, в водах которого в 70-80-е годы прошлого века неоднократно отмечалось их повышенное содержание [1]. Высокие уровни содержания меди и цинка регистрируются в донных отложениях Иваньковского водохранилища спустя несколько лет [5].

Исследуемая дерновая супесчаная почва, непосредственно прилегающая к источникам водозаборов, являются центральным буферным звеном на пути водных потоков. Она может обеспечивать относительно высокую потенциальную защитную способность природных вод от химического загрязнения за счет: преимущественно инфильтрационного типа движения влаги, непромывного режима в большинстве лет, активного биологического круговорота, высокой внутренней удельной поверхности органического вещества гумусированного горизонта, нейтральной реакции и повышенной концентрацией фосфатов. Однако, в весенний период с экстремальными объемами талых вод есть риск загрязнения грунтовых вод и водохранилища.

Литература

1. Хубларян М.Г. (ред.) Иваньковское водохранилище. Современное состояние и проблемы охраны. М.: Наука, 2000. 250 с.

2. Шишов Л.И., Кауричев И.С., Большаков В.А. Лизиметры в почвенных исследованиях. М.: Институт почвоведения им. В.В. Докучаева, 1998. 264 с.

3. Zabowski D. Lysimeter and Centrifuge Soil Solutions: Seasonal Differences between Methods // Soil Sci Soc Am J. 1990. Vol. 54. P. 1130-1135.

4. Шварцев С.Л. Гидрогеохимия зоны гипергенза. М.: Недра, 1998. 650 с.

5. Толкачев Г.Ю. Тяжелые металлы в воде и донных отложениях Иваньковского водохранилища // Использование и охрана водных ресурсов. 2003. № 2. С. 6-9.

УДК 504.53 + 631.416.9

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И МЫШЬЯКА В ПОЧВАХ ОКТЯБРЬСКОГО РАЙОНА РОСТОВА-НА-ДОНУ

Белая Т.Г., Шишкина Д.Ю.

Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону,
e-mail: btg12.1961@gmail.com, diana@sfedu.ru

Эколого-геохимические исследования ведутся в Ростове-на-Дону с 1980-х гг., и за более чем 20-летний период накоплен обширный фактический материал, составлены и проанализированы карты распределения тяжелых металлов в разных компонентах ландшафтов и функциональных зонах, оконтурены геохимические аномалии и установлен их генезис [1–3].

Исследования последних лет, в отличие от проводившихся в 1980–1990-х гг., выполняются на локальных участках, что не позволяет охарактеризовать современные тенденции пространственного распределения химических элементов в почвах. Для решения этой задачи в 2015 г. была проведена эколого-геохимическая съемка одного из самых крупных и густонаселенных районов Ростова-на-Дону – Октябрьского. На территории района представлены все геоморфологические элементы и функциональные зоны города, а также разнообразные по возрасту виды застройки – от периферии исторического центра до возникших в недавнее время на месте дачных участков коттеджных поселков.

В ходе исследований с использованием принятых в экогеохимии методик было отобрано 25 почвенных проб в основных урболандшафтах. В почвах определялись содержания тяжелых металлов (Cd, Hg, Mn, Ni, V, Cu, Pb, Zn) и мышьяка. Аналитические работы проводились в региональном лабораторном центре ОАО «Южгеология», где приближенно-количественным спектральным анализом определены концентрации Mn, Ni, V, Cu, Pb, Zn, и в испытательном лабораторном центре ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Ростовской области» (атомно-эмиссионная спектрометрия для определения Cd, Hg, As).

Для сравнений и расчетов использовались величины регионального фона химических элементов, полученные в ходе многолетних исследований, проводимых сотрудниками кафедры геоэкологии и прикладной геохимии ЮФУ под руководством В.Е. Закруткина, и обобщенные в обзоре [4]. Оценка уровня загрязнения выполнена на основе существующих санитарно-гигиенических нормативов [5, 6].

В Октябрьском районе средние содержания большей части изученных элементов в почвенном покрове различных урболандшафтов сопоставимы с региональным фоном. Как видно из табл. 1, концентрации Cd, Mn и Hg заметно ниже фоновых.

Таблица 1

Среднее содержание химических элементов в почвах урболандшафтов Октябрьского района, мг/кг [7]

Урболандшафты	Химические элементы								
	Pb	Zn	Cd	Hg	As	Ni	Cu	Mn	V
Рекреационные	40,0	186,0	0,08	0,008	4,16	52,0	60,0	680,0	160,0
Селитебные	71,5	122,3	0,10	0,009	3,0	54,6	62,3	638,5	165,4
Промышленные	61,4	272,9	0,17	0,009	3,9	47,1	72,9	642,9	127,1
Региональный фон [4]	24,0	84,3	0,22	0,018	2,4	41,0	34,8	725,0	96,0
ПДК (ОДК) [5, 6]	130	220	2,0	2,1	10	80	132	1500	150

Средние концентрации V, Cu, Pb, Zn, Ni и As превышают региональный фон. Максимальное превышение характерно для Pb. Его содержание в почвенном покрове различных урболандшафтов находится в диапазоне от 15 до 600 мг/кг, при этом самое высокое значение в 25 раз превосходит фон (табл. 2). Вместе с тем, загрязнение Pb выявлено только в двух точках опробования, которые находятся на территории селитебных и промышленных ландшафтов.

Наиболее распространенным является загрязнение почв V, концентрации которого превосходят ПДК (150 мг/кг) в семи точках опробования, достигая 200 мг/кг. В пределах селитебных ландшафтов выявлено наибольшее число таких точек – пять.

Таблица 2

Пределы содержаний химических элементов в почвах урболандшафтов Октябрьского района, мг/кг [7]

Элемент	Пределы	Урболандшафты			Региональный фон [4]	ПДК (ОДК) [5, 6]
		Рекреационные	Селитебные	Промышленные		
Pb	min	20,0	15,0	20,0	24,0	130
	max	80,0	600,0	150,0		
Zn	min	80,0	60,0	60,0	84,3	220
	max	400,0	300,0	800,0		
Cd	min	0,06	0,05	0,05	0,22	2,0
	max	0,13	0,19	0,17		
Hg	min	0,006	0,007	0,007	0,018	2,1
	max	0,01	0,012	0,01		
As	min	2,3	1,6	1,7	2,4	10
	max	6,5	8,1	5,8		
Ni	min	40,0	40,0	30,0	41,0	80
	max	60,0	60,0	60,0		
Cu	min	50,0	50,0	50,0	34,8	132
	max	80,0	80,0	150,0		
Mn	min	600,0	500,0	500,0	725,0	1500
	max	800,0	800,0	800,0		
V	min	150,0	100,0	60,0	96,0	150
	max	200,0	200,0	200,0		

В почвах всех изученных урболандшафтов отмечаются высокие концентрации Zn. Среди рекреационных зон повышенная концентрация Zn характерна для Комсомольского сквера (400 мг/кг); в селитебной зоне максимум данного химического элемента составляет 300 мг/кг; наиболее высокие концентрации (500–800 мг/кг) характерны для промышленных ландшафтов. Аномальные концентрации Zn приурочены в большинстве случаев к магистралям с интенсивным автомобильным движением (пр. Буденновский, ул. Нансена, ул. Шеболдаева) [7].

Содержание Cu в почвенном покрове различных урболандшафтов варьирует от 50 до 150 мг/кг. Максимальная концентрация металла приходится на промышленную зону (ул. Нансена), где его содержание превосходит ПДК (132 мг/кг) в 1,14 раз. Минимальное содержание Cu представлено во всех функциональных зонах (пер. Нефтекачка, бывшая главная городская свалка, Студенческий парк ДГТУ, ул. Филимоновская).

Сравнение распределения тяжелых металлов в почвах Октябрьского района и города Ростова-на-Дону в целом показало, что в рекреационной зоне исследуемого района выше содержание As и Ni; в селитебной зоне среднее содержание Pb, а также Ni и Cu в значительной степени превышает городские значения; в промышленных ландшафтах района выше содержание As, Ni и Cu.

Таким образом, почвы Октябрьского района слабо загрязнены тяжелыми металлами. Наиболее широко распространено ванадиевое загрязнение (присутствует в 28%

отобранных проб), далее цинковое (16%), затем свинцовое (8%), и, наконец, медное (4%).

По величине суммарного показателя загрязнения, который изменяется от 2,2 до 15,6, большинство почвенных проб относится к допустимой категории загрязнения. Значение Z_c 29,8, относящееся к умеренно опасной категории, зафиксировано в единственной точке, которая расположена в селитебной зоне (ул. Шеболдаева) [7].

Опасность загрязнения тем выше, чем больше фактическое содержание компонентов загрязнения почвы превышает ПДК. В связи с этим был рассчитан коэффициент опасности ($К_о$) для каждого из исследуемых элементов (табл. 3). Наибольшую опасность в порядке убывания представляют Pb, Zn, V и Cu, у которых $К_о$ больше единицы.

Таблица 3

Коэффициент опасности тяжелых металлов и мышьяка в почвах Октябрьского района

Показатель	Пределы	Химические элементы								
		Pb	Zn	Cd	Hg	As	Ni	Cu	Mn	V
$К_о$	min	0,12	0,27	0,03	0,003	0,16	0,38	0,38	0,33	0,4
	max	4,62	3,64	0,095	0,006	0,81	0,75	1,14	0,53	1,33

Почвы разных функциональных зон различаются по уровню содержания химических элементов. Если сравнить средние концентрации металлов и мышьяка с естественным геохимическим фоном, то можно составить следующие геохимические ассоциации (нижние индексы – коэффициенты накопления относительно регионального фона):

– селитебные: $Pb_{3,0}Cu_{1,8}V_{1,7}Zn_{1,5}As_{1,3}Ni_{1,3}$;

– рекреационные: $Zn_{2,2}Pb_{1,7}As_{1,7}Cu_{1,7}V_{1,7}Ni_{1,3}$;

– промышленные: $Zn_{3,2}Pb_{2,6}Cu_{2,1}As_{1,6}V_{1,3}$.

При ранжировании урболандшафтов Октябрьского района по количеству элементов, которые превышают фон, выстраивается следующий ряд: рекреационные, селитебные > промышленные. По величине коэффициента концентрации выявляется последовательность: промышленные > селитебные > рекреационные [7].

В ходе ретроспективного анализа эколого-геохимической ситуации выявлено значительное снижение концентраций большинства химических элементов в почве за последние 20–25 лет. Так, в 1994 г. среднее содержание Zn во всех урболандшафтах превышало 300 мг/кг, при этом максимальная концентрация составляла 10000 мг/кг [3]. Судя по карте распределения Zn в почве, построенной по данным 1998 г., на большей части изучаемой территории концентрации элемента находятся в диапазоне 100–300 мг/кг [2].

Основным очагом загрязнения почвы Pb в 1989 и 1992 гг. назван микрорайон Военвед, где средние концентрации металла составляют 100–200 мг/кг [1]. К 1998 г. содержание Pb снижается и в большинстве проб не превышает 100 мг/кг; на этом фоне в пределах Военведа и Стройгородка выделяются зоны с повышенными концентрациями (100–200 мг/кг) [2]. В настоящее время максимальное содержание Pb в почве в пределах этих микрорайонов не превосходит 80 мг/кг.

Улучшение эколого-геохимической ситуации обусловлено, в первую очередь, интенсивностью и характером промышленного производства, характеризующегося ростом в 1970–1980-е гг. и спадом в 1990–2000 гг. Спад промышленного производства привел к уменьшению выбросов загрязняющих веществ в атмосферу и сокращению вклада аэротехногенных потоков в формирование геохимических аномалий в почвах. Так, в Ростове-на-Дону выбросы в атмосферу сократились с 43,9 тыс. т в 1988 г. до 12,1 тыс. т в 2014 г., а комплексный индекс загрязнения атмосферы $ИЗА_5$ снизился с 22,2 до

4,99. Немаловажным фактором является также перенос некоторых предприятий за пределы города. Снижение уровня загрязнения почв Pb обусловлено отказом от использования соединений этого элемента в качестве добавки к автомобильному бензину.

Литература

1. Эколого-геохимические исследования городов Нижнего Дона. Ростов-на-Дону / В.В. Приваленко, В.М. Остроухова, Ю.А. Домбровский, В.Л. Шустова, А.А. Базелюк, Н.П. Остробородько. Ростов н/Д.: Изд-во СКНЦ ВШ, 1993. 268 с.

2. Приваленко В.В., Безуглова О.С. Экологические проблемы антропогенных ландшафтов Ростовской области. Т.1. Экология города Ростова-на-Дону. Ростов н/Д.: Изд-во СКНЦ ВШ, 2003. 290 с.

3. Закруткин В.Е., Скрипка Г.И., Шишкина Д.Ю. Эколого-геохимическая оценка ландшафтов Ростова-на-Дону в зоне влияния РТЭЦ-3 // Известия ВУЗов. Северо-Кавказский регион. Естеств. науки. 1996. № 3. С. 55–63.

4. Коханистая Н.В., Шишкина Д.Ю. К вопросу о региональном геохимическом фоне / Актуальные проблемы наук о Земле. Сборник трудов научной конференции студентов и молодых ученых с международным участием. Ростов н/Д.: Изд-во ЮФУ, 2015. С. 362-364.

5. ГН 2.1.7.2041–06. Предельно-допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. М., 2006. 15 с.

6. ГН 2.1.7.2511–09. Ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. М., 2009. 11 с.

7. Шишкина Д.Ю., Белая Т.Г. Тяжелые металлы в почвах урболандшафтов Октябрьского района Ростова-на-Дону // Эколого-географические проблемы регионов России: материалы VII всероссийской научно-практической конференции с международным участием. 15 января 2016 г., Самара / отв. ред. И.В. Казанцев. Самара: СГСПУ, 2016. С. 221–223.

УДК 550.47

ДИФФЕРЕНЦИАЦИЯ ЙОДА И СЕЛЕНА В СОПРЯЖЕННЫХ ЛАНДШАФТАХ БРЯНСКОЙ ОБЛАСТИ

Березкин В.Ю., Коробова Е.М., Данилова В.Н., Хушвахтова С.Д.

Институт геохимии и аналитической химии имени В.И. Вернадского РАН, Москва, e-mail: victor76@list.ru

Давно известно, что в мире существует большое количество заболеваний, связанных с дефицитом или избытком различных элементов в окружающей среде [1, 2]. К ряду широко распространенных заболеваний принадлежат те, которые обусловлены йодо- и селенодефицитом. Особый интерес представляет дефицит селена и йода в районах, попавших под йодный удар при аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г.

В результате этой аварии, в некоторых районах с низким содержанием стабильного йода, возникла уникальная ситуация поступления в организм радиоактивного изотопа йода в условиях его дефицита. В России наиболее тревожная ситуация сложилась в Брянской области, поскольку она подверглась наиболее сильному загрязнению. Продукты питания (как растительного, так и животного происхождения), полученные на почвах значительной части ее территории, имеют пониженное содержание йода [3].

Что касается, селена, то помимо непосредственного воздействия его избытка или недостатка на жизнь и здоровье человека и животных [1], нас интересовало его влияние на миграцию йода и его усвоение живыми организмами.

Разнообразный почвенный покров Брянской области (дерново-подзолистые, дерново-карбонатные, дерново-глеевые, серые лесные и т.д.) [4], исследованный нами ранее (гранты РФФИ № 07-05-912 и 10-05-01148 с 2007 по 2012 гг.) позволяет предполагать наличие контрастных районов, как по содержанию йода, так и селена в почвах и в соответствующих им продуктах питания.

Целью работ 2010–2012 гг. было исследование радиальной и латеральной дифференциации йода и селена в почвах контрастных сопряженных элементарных ландшафтов в долине реки Титовка (Брянская область).

Район и методы исследования. Ландшафтно-геохимический профиль был заложен в районе с. Титовка в 2010 г. и характеризовал: правобережный водораздельный участок (разрез Титовка-1), разные части его склона юго-западной экспозиции (разрезы Титовка 2-4) в направлении к пойме и пойму реки (разрез Титовка-5); левобережный (водораздел под хвойным лесом (разрезы Титовка-7 и 8) и пойму реки (разрез Титовка-9). Отбор образцов почв проводился в поле стандартными методами по вскрытой стенке разреза в двойной целлофановый пакет из каждого генетического горизонта выявленного в ходе описания профиля (табл. 1-3).

Образцы почв анализировались на йод без предварительного высушивания для исключения потерь йода в ходе этой процедуры, селен определялся в воздушно-сухих образцах почв. Общая и гигроскопическая влага определялась стандартными методами. Все результаты пересчитывались на воздушно-сухую пробу для сопоставимости с литературными данными. Определение йода выполнялось кинетическим роданидно-нитритным методом [5] на фотометре КФК-3-01. Чувствительность метода – 1-4 нг/мл, воспроизводимость – 7-15%. Определение селена проводилось спектрофлуориметрическим методом в воздушно-сухих образцах почв и растений [6]. Чувствительность метода – 1 нг/мл, воспроизводимость (по стандартным образцам растений) – 7%.

Результаты исследования. Одним из первых результатов полевых исследований можно назвать обнаружение высокой контрастности почвенного покрова в сопряженных элементарных ландшафтах долины р. Титовка при прохождении поперечного профиля. На водоразделе по правому берегу была вскрыта типичная серая лесная почва (табл. 1) под вторичными посадками яблонь (исходно-широколиственный лес). В 100 м от первого разреза на окраине вторичного березняка, граничащего с пашней, был заложен разрез Титовка-2, вскрывший тот же тип почв, но со следами турбирования верхних горизонтов (остатки плужной подошвы и другие признаки вспашки).

Таблица 1

Описание почвенного разреза - Титовка 1 и содержание йода и селена в его горизонтах

Индекс	Глубина, см	Описание	Йод, мг/кг	Селен, мг/кг
A_0	0-1	Дернина: корни древесных и травянистых растений, переплетенные с мелкоземом	1,26	0,386
A_1	1-5	Темно-серый, свежий, мелкокомковатый, рыхлый, 40 %	1,37	0,284
	6-11	мелких корней, кротовины до 3 см диаметром	1,73	0,369
A_1A_2	11-15	Серый с буроватым оттенком, свежий, комковато-	1,67	0,513
	16-20	ореховатый, уплотнен, около 30% мелких корней,	1,93	0,625
	21-26	диаметром до 1 мм	1,93	0,365
B_1	26-33	Буровато-палево-охристый, свежий, призматический,	2,00	0,553
	34-45	плотный. Гумусовые затеки, рыхлые карбонатные	1,39	0,501
	46-58 (62)	новообразования, гумусовые и бурые железистые пленки	1,79	0,331
B_2	62-84	Светло-охристый с бурыми полосами, свежий, призматический; бурые пленки и карбонатная присыпка	1,12	–
B_2Cg	84-95	Палево-охристый, влажный, ореховато-призматический,	1,01	0,128
	95-106	сильно уплотнен, супесь, Fe – стяжения и Mn – зерна,	2,44	–
	107-114	единичные корни до 0,1 мм	5,43	0,102
Cg	114-119	Оглеен, влажный, палевый, пылеватая структура (почвообразующая порода – опесчаненные суглинки)	2,50	0,261

На пойме реки по ее правому берегу была вскрыта разрезом дерново-карбонатно-глеевая почва с содержанием карбонатных включений диаметром до 3 см в горизонтах A_1B и Bк, и охристыми пленками на обломках пород, свидетельствующими о смене окислительно-восстановительной обстановки в течение года (табл. 2).

Таблица 2

Описание почвенного разреза - Титовка 5 и содержание йода и селена в его горизонтах

Индекс	Глубина, см	Описание	Йод, мг/кг	Селен, мг/кг
Ад	0-5 (6)	Корни травянистых растений (злаков и разнотравья)	0,58	0,352
A_1	5-13 (15)	Ореховато-комковатый, свежий, отмытые зерна кварца, корней 50%, уплотнен, включения неокатанных карбонатых обломков до 0,5 см	0,4	0,311
A_1B	15-25	Палево-серый, светлее предыдущего, свежий,	0,42	0,475
	25-39 (45)	комковато-ореховатый, уплотнен	0,48	0,203
B	45-55	Темно-серый со светло-серыми и сизыми пятнами,	0,42	0,185
	60-70	влажный, ореховато-призматический, уплотнен,	0,6	0,236
	70-90	средний суглинок. Сырой с глубины 70 см	0,46	0,209
Керн	90-100	Серый со светло-серыми и сизыми пятнами, сырой,	0,42	0,274
(BC)	100-110	ореховато-призматический, плотный, средний суглинок	0,4	0,168

Разрезы Титовка-7 и Титовка-8, заложенные на противоположном берегу реки под ельником, вскрыли дерново-подзолистые оглеенные почвы. Причиной смены типа почв является не только смена растительного покрова, но в первую очередь смена почвообразующих пород (двучленные отложения: водноледниковые, подстилаемые опокой). Там же, по левому берегу реки на пойме была опробована дерново-глеевая почва с характерным ожелезнением по ходам корней диаметром до 2-3 мм и другими признаками оглеения. Грунтовые воды в указанном разрезе были обнаружены на глубине 90 см (табл. 3).

Таблица 3

Описание почвенного разреза - Титовка 9 и содержание йода и селена в его горизонтах

Индекс	Глубина, см	Описание	Йод, мг/кг	Селен, мг/кг
Ад	0-2	Дернина: мелкозем густо переплетен корнями	2,42	–
	2-4	травянистых растений	2,11	0,404
A_1	4-6 (7)	Темно-серый, слегка увлажнен, непрочно комковатый, слегка уплотнен, корней более 50%	2,16	0,567
A_1Bg	6-8	На серо-сизом фоне много мелких охристых и палевых	2,11	0,438
	8-11	пятен, влажный, ореховато-призматический, оглеен,	2,31	0,668
	11-13	железистые потеки, уплотнен более вышележащего	1,58	0,522
	13-15		1,20	0,464
	15-17		0,86	0,459
B_1g	17-20	Сизо-серый, светлее вышележащего, с мелкими	0,47	0,296
	21-29 (31)	пятнышками, влажный, крупно-призматический, черные примазки	0,53	0,239
B_2g	31-59 (60)	Мокрый, сизовато-серый с крупными охристыми пятнами, до 1,5 см; ореховато-глыбистый, рыхлый; многочисленные ожелезненные потеки, ходы червей	0,42	0,145
BC g	59-85 (90)	На сизовато-сером фоне, многочисленные охристые затеки; уплотнен, ореховато–непрочно глыбистый	–	–

Результаты измерения йода и селена в почвенных образцах вышеуказанных разрезов (табл. 1-3) подтвердили различие в характере миграции этих элементов, а также выявили их высокую дифференциацию вниз по профилю. Обращает на себя внимание инверсия вертикального распределения йода в разрезе Титовка-1 (на водоразделе), что, по-видимому, объясняется наличием карбонатного барьера в нижней части профиля. Аналогично может быть объяснен второй пик йода в разрезе Титовка-5, где, помимо карбонатного барьера, зафиксирован и глеевый. При этом максимум селена отмечен на верхней границе переходного к иллювиальному горизонту глубине 15-25 см может быть связан с комплексным сорбционно-окислительным барьером.

В разрезе Титовка-9 (дерново-глеевая почва) наблюдалось закономерное убывание йода от поверхности до уровня почвенно-грунтовых вод. Максимум содержания йода здесь связан с биогеохимическим барьером. Максимум селена, наблюдаемый на глубине 4-6 см и 8-11 см, по-видимому связан с локальным окислением и сорбцией в горизонте A_1B.

Полученные данные подтверждают наличие различий в характере миграции йода и селена в геохимически контрастных ландшафтах их концентрации на биогеохимическом, сорбционном и окислительно-восстановительном барьерах, что приводит к существенной вертикальной и латеральной дифференциации этих элементов в сопряженных элементарных ландшафтах.

Работа выполнена в рамках гранта РФФИ № 10-05-01148.

Литература

1. Ковальский В. В. Геохимическая экология. М.: Наука, 1974. 299 с.

2. Перельман А. И. Геохимия ландшафтов. М.: «Высшая школа», 1975. 342 с.

3. Прошин А. Д., Дорощенко В. Н. Дефицит йода среди населения Брянской области. Брянск: ООО «Ладомир», 2005. 164 с.

4. Воробьев Г. Т. Почвы Брянской области: (Генезис, свойства, распространение) /Брянский проект. – изыскат. Центр химизации и радилогии с/х «Агрохимрадиология». Брянск, 1993. 160 с.

5. Проскурякова Г. Ф., Никитина О. Н. Ускоренный вариант кинетического роданидно-нитритного метода определения микроколичеств йода в биологических объектах // Агрохимия. 1976. № 7. С. 140-143.

6. Ермаков В. В. Флуориметрическое определение селена в продуктах животноводства, органах (тканях) животных и объектах окружающей среды. Методические указания по определению пестицидов в биологических объектах. М.: ВАСХНИЛ, 1987. С. 8-18.

УДК

ГЕОХИМИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ПОЧВ И КУЛЬТУРНЫХ СЛОЕВ ПОСЕЛЕНИЯ КАМЕННЫЙ АМБАР И ИХ ПАЛЕОГЕОРГАФИЧЕСКОЕ ЗНАЧЕНИЕ

Бикмулина Л.Р.(1), Якимов А.С.(1,2,3), Баженов А.И.(1)

(1) *Институт криосферы Земли СО РАН, Тюмень, e-mail: luizasaf@mail.ru*

(2) *Тюменский государственный университет, Тюмень, e-mail: Yakimov_Artem@mail.ru*

(3) *Тюменский государственный нефтегазовый университет, Тюмень*

Комплексное исследование почв в настоящее время является неотъемлемой и достаточно важной частью археологических исследований. Учитывая полученные в результате почвенно-археологических исследований данные, можно существенно дополнить имеющийся материал по памятнику. Почвенно-археологические исследования проводятся с 60-х гг. XX в., а окончательное становление археологического почвоведения приходится на 90-е гг. XX в. Тем не менее в настоящее время существуют регионы, где такие исследования проводятся недостаточно, либо носят эпизодический характер. Все это влияет на достоверность палеогеографических интерпретаций.

Поселение Каменный Амбар является одним из наиболее изученных многослойных памятников бронзового века (датируется XXI-XVI вв. до н.э.). Располагается на левом берегу реки Карагайлы-Аят (левый приток Тобола) в 10 км к востоку от с. Варшавского Карталинского района Челябинской области. Район исследования приурочен к степной природной зоне и характеризуется умеренно-континентальным климатом. Зональным типом почвы является чернозем с различной степенью солонцеватости [2], а растительный покров представлен типчаково-ковыльно-разнотравной ассоциацией с редко встречающимися отдельными колками низкорослой березы и осины.

В ходе исследований были использованы почвенно-археологический метод с применением рентгенфлуоресцентной спектрометрии. Использовался спектрометр «Спектроскан МАКС-GV». Также были проведены измерения величины магнитной восприимчивости на аппарате «KAPPABRIDGE KLY-2».*

Использована методика расчета геохимических коэффициентов [3-9] и проведена реконструкция условий почвообразования и осадконакопления.

Рассмотрим данные, полученные в результате рентгенфлуоресцентного анализа.

В результате были получены данные по 38 элементам, среди которых были выделены элементы (фосфор (P_2O_5), калий (K_2O), кальций (CaO), марганец (MnO), титан (TiO_2), сера (S), медь (Cu), цинк (Zn) и стронций (Sr)), чьи значения в палеопочвах существенно превышали показатели в современных почвах (рис 1). Среди указанных элементов интересно распределение биогенных элементов: фосфора, кальция, калия, которые являются индикаторами хозяйственной деятельности [1]. Кроме того, зафиксированы аномально высокое содержание серы в почвах на поселении.

Фосфор (P_2O_5). В почвенно-археологическом разрезе отмечены превышения концентрации фосфора в 2-3 раза во всех культурных слоях (рис. 1).

Распределение по профилю характеризуется резким возрастание концентрации от верхней части [А1] до КС1, достигая в нем максимального значения 1,5%, при этом в современной почве оно не превышает 0,5%. Следует отметить, что в погребенной и современной почвах содержание фосфора примерно одинаковое.

Калий (K_2O). Превышение содержания калия в 1,5-2 раза отмечено для всего почвенно-археологического разреза (рис. 1). Зафиксировано два максимума (более 3,5%) для верхней части КС1 и нижней части КС2, при этом в современной почве его концентрация не превышает 2,5%. Распределение калия отличается постепенным повышением содержания до областей с максимальными значениями, с последующим резким

снижением и вновь постепенным повышением. Общий тренд характеризуется увеличением концентрации калия с глубиной.

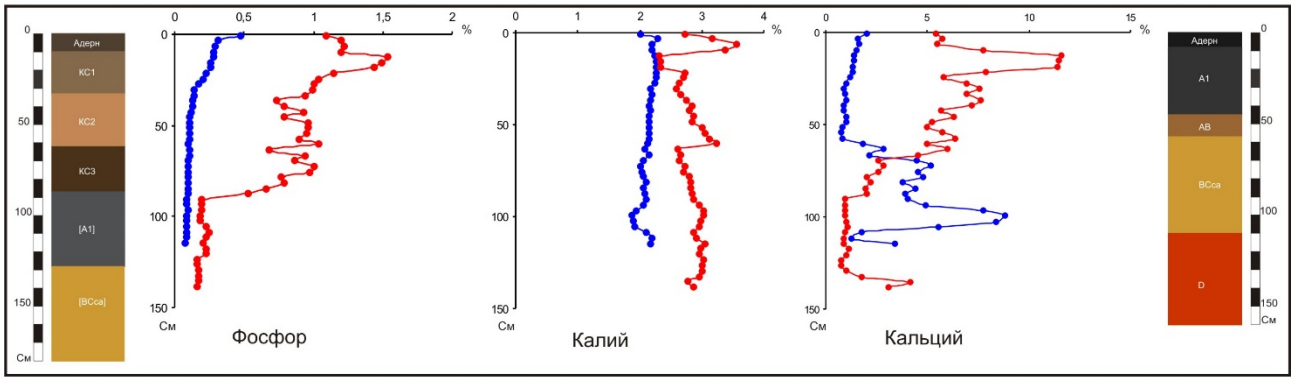


Рис 1. Распределение P_2O_5, CaO, K_2O в палеопочве и фоновой почве: палеопочва – красная линия, современная почва – синяя линяя

Кальций (CaO). Концентрация кальция в 3-5 раз выше в культурных слоях, за исключение нижней части гор.BCca и гор.D современной почвы, где наблюдается обратная картина, связанная с естественными причинами (рис. 1). Кальций в почвенно-археологическом разрезе распределен по возрастающей, начиная с КС3 и достигает наибольшего значении (12%) в КС1. В современной почве содержание кальция не превышает 2%, кроме нижней части профиля, где оно 5-10%.

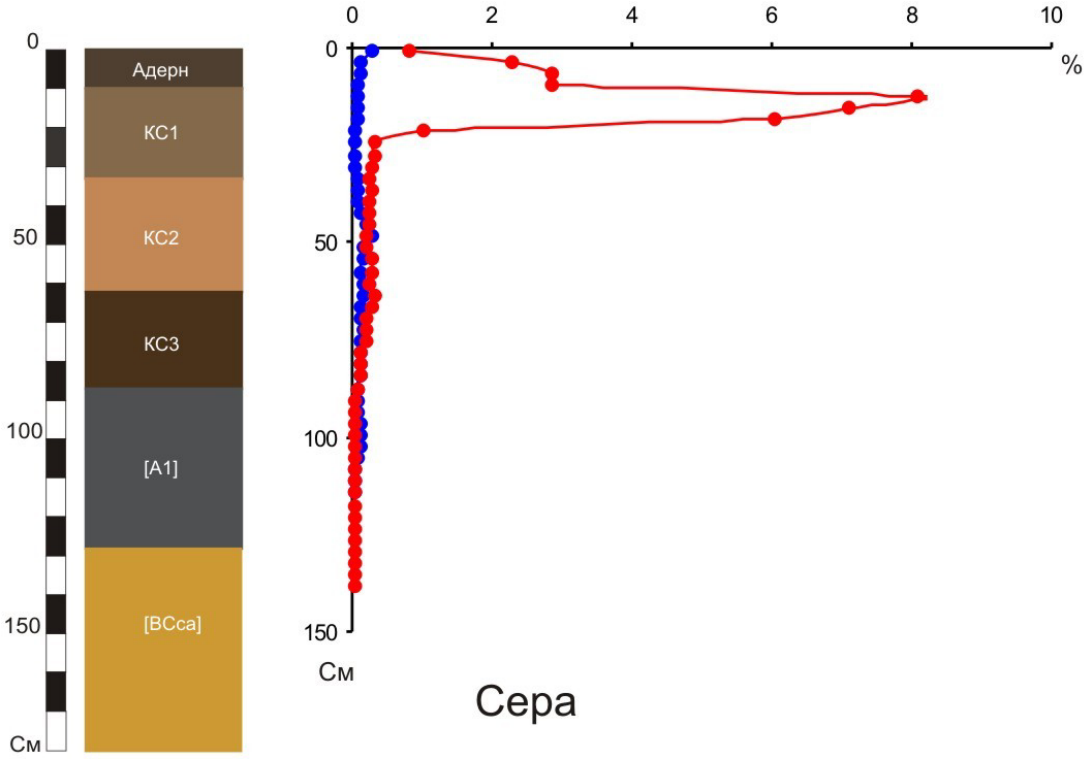


Рис 2. Распределение серы в палеопочве (красная линия) и фоновом разрезе (синяя линяя)

Сера (S). Концентрация серы в культурных слоях выше на 0,1-0,2% (рис. 2). В то же время в верхней части КС1 зафиксировано аномально высокое содержание серы, составляющие 3-8%, что превышает фоновые значения в 30-80 раз. Распределение серы на поселении характеризуется постепенным повышением, начиная с КС3 и далее вверх по профилю, в средней части КС1 наблюдается резкое повышение концентрации дос-

тигающее аномально высоких значений, сохраняющиеся в верхней части этого культурного слоя.

Таким образом, культурные слои являются зонами аккумуляции рассмотренных элементов, которые способны сохранять их длительное время, а также внутри профильную тенденцию распределения. В культурных слоях для большинства химических элементов отмечены превышения содержания в 2-3 и более раз. Обращает особое внимание содержание серы в КС1, которое в 30-80 раз превышает фоновое значение.

Исследования выполнены в лаборатории геохимии и минералогии почв Института физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, г. Пущино.

Литература

1. Александровская Е.И., Александровский А.Л. Историко-географическая антропохимия. М.: НИА Природа, 2003. 204 с.

2. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 224 с.

3. Перельман А.И. Основы учения о древних корах выветривания. М.: Недра, 1967. 343 с.

4. Gallet S. Bor-ming Jahn, Masayuki Toeii. Geochemical characterization of the Luochuan loess-paleosol sequence, China, and paleoclimatic implications // Chemical Geology. 1996. Vol. 133. P. 67-88.

5. Nesbitt H.W., Young G.M. Early Proterozoic climates and plate motions inferred from major element chemistry of lutites // Nature. 1982. Vol. 299. P. 1523-1534.

6. Retallack G. J. Soils of the Past: an Introduction to Paleopedology. 2nd Ed. Oxford: Black-well, 2001. 600 p.

7. Retallack G. J. Soils and Global Change in the Carbon Cycle over Geological Time // Treatise on Geochemistry. 2003. P. 581-605.

8. Schilman B., Bar-Matthews M., Almogi-Labin A., Luz B. Global climate instability reflected by Eastern Mediterranen marine records during the late Holocene // Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecolodgy. 2001. Vol. 176. P. 157-176.

9. Vlag P.A., Kruiver P.P., Dekkers M.J. Evaluating climate change by multivariate statistical techniques on magnetic and chemical properties of marine sediments (Azores region) // Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecolodgy. 2004. Vol. 212. P. 23-44.

УДК 631.421.1

ДЕТРИТОГЕНЕЗ – КЛАССИФИКАЦИЯ И МЕТОДИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ИЗУЧЕНИЮ

Богатырев Л.Г., Земсков Ф.И., Вартанов А.Н., Жилин Н.И., Бенедиктова А.И.
МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: bogatyrev.l.g@ yandex.ru

В современной геохимии детритогенез согласно работам выдающегося исследователя М.А.Глазовской [1] отнесен к числу важнейших процессов. Этот процесс имеет непосредственное отношение не только к проблеме круговорота углерода, но и к миграции макро и микроэлементов, как в пределах почвенного профиля, так и геохимического ландшафта. Исторический интерес к наземному детриту сохраняется на протяжении всего периода развития, как геохимии ландшафтов, так и почвоведения. Изучение детритогенеза, в том числе процессов разложения органических остатков, и последующая трактовка данных невозможна вне использования классификации наземного детрита (лесных подстилок). На основе собственной классификации описана типология детрита в широком диапазоне гидротермических условий: от лесостепи до тундр; показаны особенности формирования детрита в малоисследованных районах Сахалина, Камчатки, Приморского края. Предложены функциональные критерии для разделения торфянистых и торфяных типов детрита.

На основе анализа морфогенеза детрита и минеральной части почвы показано, что в южнотаежной зоне наиболее благоприятные условия для формирования гумуса создаются в автоморфных условиях, смещаясь в склоновые позиции в средне- и северотаежных ландшафтах. В типичных же тундрах наилучшие условия для накопления гумуса складываются в транзитно-аккумулятивных ландшафтах. Если в северном направлении от южной тайги возрастает роль верховодки, то в южном направлении ведущее значение начинает принадлежать почвенно-грунтовым водам.

В геохимическом отношении наземный детрит, включая погребенные торфа с одной стороны, и минеральные горизонты почв с другой, могут сохранять единый характер геохимических спектров, что следует рассматривать как результат единства биогеохимических процессов. Нарушение подобной картины следует рассматривать как результат современного тренда, связанного с загрязнением, а при отсутствии последнего искать причины в прошлых условиях формирования детрита и возможного разобщения общего биогеохимического цикла.

Другое направление в рамках изучения детритогенеза представляют опыты по разложению различных материалов в почве или в подстилке. Будучи достаточно информативными, данные методы, тем не менее, имеют определенное количество методологических проблем и ограничений, которые приходится преодолевать исследователю. В мировой науке существует множество примеров исследований, проводимых с использованием стандартизированных образцов материала, закладываемых в почву или подстилку. Среди них следует упомянуть исследование круговорота растительного детрита и популяций дождевых червей в буковых лесах [2], в котором авторы старались разграничить влияние разных факторов на процессы разложения, например, помещали одинаковые образцы опада в очень похожие растительные сообщества, произрастающие на разных почвах, для того чтобы определить почвы как один из факторов процессов разложения. Заслуживают внимания масштабные работы Б. Берга[3] по исследованию динамики разложения стандартизованного хвойного детрита в хвойных лесах Европы и востока Северной Америки. Особо следует отметить исследование, в котором в качестве образцов для разложения используются фабричные чайные пакетики [4]. Данный метод позволяет авторам получать относительно сопоставимые данные по большому спектру фитоценозов, а также, привлекать к участию в исследовании

как специалистов из различных стран, так и любых заинтересованных людей. Предложено для каждого фитоценоза рассчитать так называемый Индекс чайного пакетика (Tea Bag Index, TBI) [5]. Для опытов по разложению используются и другие материалы. Так, например, М. Брэдфорд с соавторами исследовали разложение в подстилке деревянных блоков [6]. Еще раньше идея о стандартизации объектов при изучении процессов разложения была высказана В.Я. Частухиным и М.А. Николаевской в 1948 году: « желательно … изучение тех растительных остатков, …в которых процесс разложения протекает в наиболее чистом виде». В еловых насаждениях в качестве стандарта, по их мнению, может служить еловая древесина. В настоящее время полевые и лабораторные исследования по разложению могут сочетаться со слежением за выделением CO_2. Уместно напомнить использование стандартной целлюлозы в качестве маркера процессов разложении предложенной еще в ходе выполнения известной Международной Биологической Программы (МБП; International Biological Program, IBP). Все без исключения методы, имеют определенные ограничения. Таковые могут иметь временной характер (образцы разлагаются слишком быстро, или, наоборот, медленно), или могут быть связаны с ограничением применимости метода в конкретных фитоценозах. В последнем случае речь идет о том, что растительный материал определенного типа (видовой принадлежности) разлагается быстрее в тех фитоценозах, в которых сформировался. Кроме того, еще в ранних исследованиях, проведенных в 1934–1942 гг. Ф. Густафсоном, было показано, что смесь хвойного и лиственного материала разлагается быстрее, нежели какой-либо из них в отдельности [7]. Это означает, что параметры разложения, например, хвойного материала в лиственном фитоценозе, могут быть искажены не только непреемственностью материала образцов, но и неаддитивностью функций разложения в случаях с чистыми или смешанными материалами. В почвоведении близкой проблемой является постановка экспериментов при сравнительно-географических исследованиях, на что обращал внимание И.А. Соколов, выдвигая положение о монофакторности. В 2000 г. В.А.Сапожниковой было предложено сравнивать процессы, включая разложение детрита и формирование гумуса на примере изучения мертвопокровных участков сосновых экосистем на песках в разных ландшафтах – от степных до северотаежных, что в максимальной степени снимало роль наземного покрова и позволяло выявить роль гидротермических условий. В ряду таежные – тундровые – арктические экосистемы естественным маркером, позволяющим оценить роль гидротермических условий, могут служить исследования однотипных экологических ниш, например, почв пятен или торфянистых бугров, формирующиеся в различных зонах.

В природе довольно трудно подобрать лесные насаждения, характеризующиеся одновременно одновозрастностью и формирующиеся на одной почвообразующей породе. В этом отношении стационарные почвенные лизиметры факультета почвоведения МГУ имени М.В. Ломоносова, заложенные в 1967 г., являются уникальным объектом. К настоящему времени показано, что поступление детрита в целом соответствует данным характерным для естественных фитоценозов. На основании стационарных опадоуловителей с ежемесячным наблюдением, за 2 года установлена внутригодичная динамика поступления опада, при которой за год в еловом лесу поступает примерно 150–250 г/м^2 опада, в смешанном лесу около 300 г/м^2, в широколиственном 430–580 г/м^2. Поступление золы изменяется от 20г/м^2 в ельниках и несколько больше в смешанных насаждениях – до 70 г/м^2 в широколиственных древостоях. Величина опадо–подстилочного коэффициента довольно незначительна и составляет: 0,8 в широколиственном лесу, 0,6 в смешанном и 1,2 в еловом, что позволяет оценивать скорость круговорота как весьма высокую. Накопление гумуса во всех фитоценозах сосредоточено преимущественно в самых верхних горизонтах. При среднегодовой концентрации углерода в лизиметрических водах от 3 до 7 мг/л (с максимумом в широколиственных

экосистемах) общее поступление элемента за год колеблется в зависимости от фитоценоза в пределах 5-10 г на всю площадь лизиметра составляющую 9 м^2. Обращает на себя внимание то, что до сих пор в профиле почв не наблюдается проявление подзолообразовательного процесса. Отчасти это объясняется плотным сложением покровного суглинка. Кроме того, возможно, это связано с относительно небольшим временем почвообразования. Следовательно, в условиях лизиметров современный почвообразовательный процесс преимущественно сосредоточен в зоне детрита и сопряженной с ним верхней части минерального профиля. Таким образом, к настоящему времени накоплен значительный опыт в исследовании детритогенеза как одного из важнейших геохимических процессов.

Литература

1. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР: Учеб. пособие для студ. геогр. спец. вузов. М.: Высшая школа, 1988. 328 с. (С. 115-121).

2. Staaf H. Foliage litter turnover and earthworm populations in three beech forests of contrasting soil and vegetation types // Oecologia (Berlin). 1987. Vol. 72. P. 58-64.

3. Berg B. et al. Litter mass loss rates in pine forests of Europe and Eastern United States: Some relationships with climate and litter quality // Biogeochemistry. 1993. Vol. 20(3). P. 127-159.

4. Keuskamp J.A., Dingemans B.J.J., Lehtinen T. et al. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems // Methods in Ecology and Evolution. 2013. Vol. 4. P. 1070-1075.

5. Bocock K.L., Gilbert O.J.W. The disappearance of leaf litter under different woodland conditions // Plant and Soil. 1957. Vol. 9(2). P. 179-185.

6. Bradford M.A., Warren R.J., Baldrian P. et al. Climate fails to predict wood decomposition at regional scales. Nature Climate Change. www.nature.com/natureclimatechange (May 31, 2016)

7. Gustafson F.G. Decomposition of the leaves of some forest trees under field conditions // Plant physiology. 1943. Vol. 18(4). P. 704-707.

УДК 631.47

ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ БАЛАКОВСКОЙ АЭС (РФ, САРАТОВСКАЯ ОБЛАСТЬ)

Борисенко Е.Н.(1), Самонов А.Е.(2), Ваньшин Ю.В.(3)

(1) *ИГЕМ РАН, Москва, email: usacheva@list.ru*

(2) *ВИНИТИ РАН, Москва, email: tat.yulina2015@yandex.ru*

(3) *СГУ, Саратов, email: vanshin1946@mail.ru*

Балаковская атомная электростанция (БАЭС – энергоблоки 1, 2, 3, 4 в эксплуатации с декабря 1985 г., октября 1987 г., декабря 1988 г. и декабря 1993 г. соответственно), оборудована однотипными энергоблоками мощностью по 1000 МВт с реакторами ВВЭР-1000. Техническое водоснабжение БАЭС – оборотное с водохранилищем-охладителем, созданным путем отсечения мелководной части Саратовского водохранилища р. Волги намываемой дамбой.

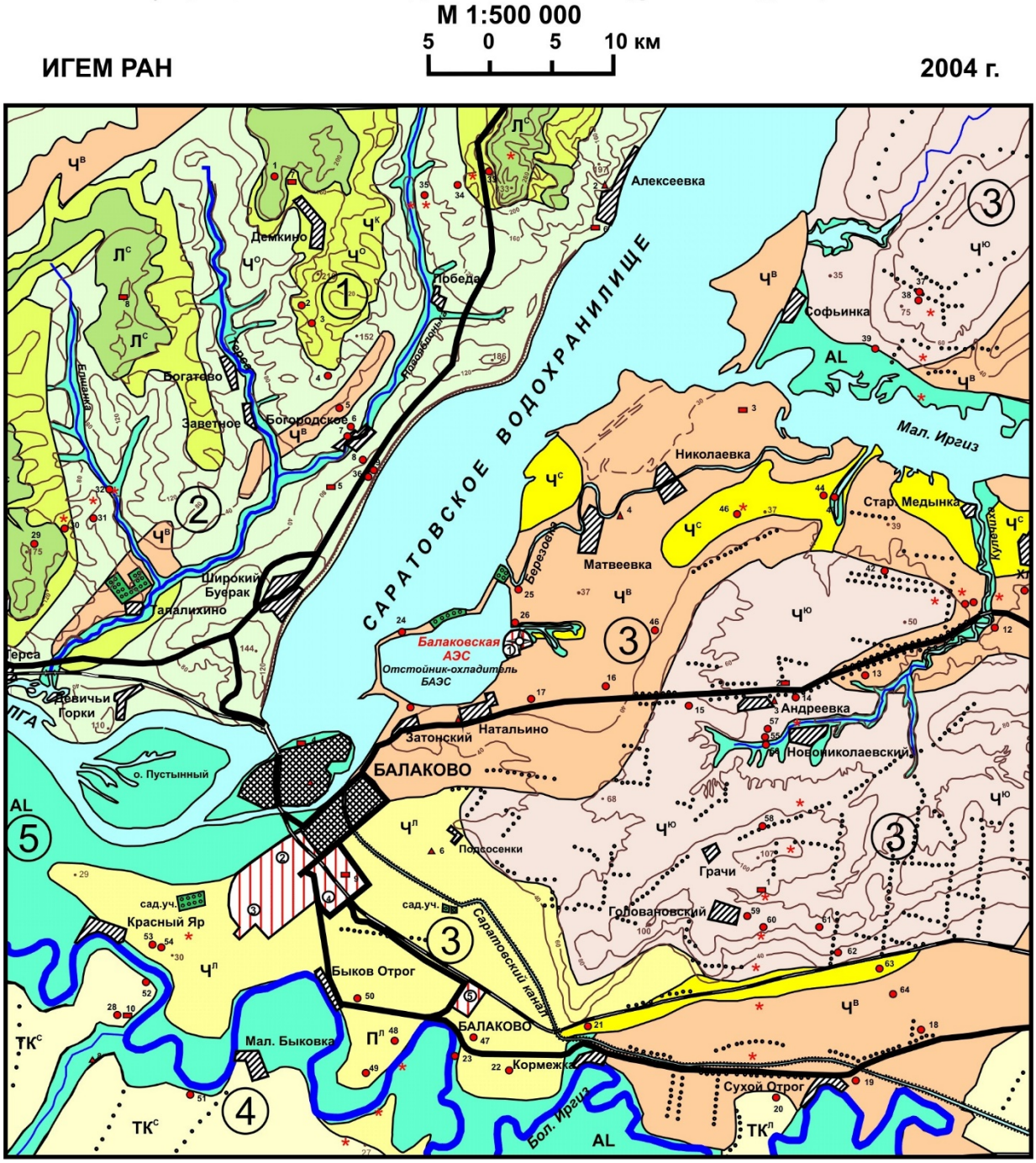
Единственным проектным нормативным источником выбросов радионуклидов на Балаковской АЭС являются вентиляционные трубы систем энергоблоков и спецкорпуса станции, которые обеспечивают требуемые параметры воздушной среды на рабочих персонала и в технологических помещениях. По всем вентиляционным трубам 4-х энергоблоков ведется контроль газообразных выбросов в соответствии с требованиями санитарных правил проектирования и эксплуатации атомных электростанций (СПАЭС-79 и СПАЭС-88/93).

Известно, что вокруг российских АЭС, работающих в нормальном режиме, радионуклиды, как правило, распространяются в небольшом количестве и только в непосредственной близости от АЭС (30-ти км зоне).

В числе загрязнителей присутствуют радиоактивные изотопы I, Cs, Sr, Co, Mn, поступающие в окружающую среду со сточными водами и выбросами аэрозолей через вентиляционные трубы. Такие выбросы на БАЭС в пределах установленных нормативов или ниже. Но тем не менее любые количества радионуклидов, попадающие как в природные , так и в антропогенные ландшафты, подвержены миграционным изменениям [4,5]. Перед авторами стояла задача изучить геохимические ландшафты 30-км зоны БАЭС и разработать методику радиоэкологического мониторинга в условиях малых выбросов радионуклидов. Для решения этих задач был обобщен большой массив картографической, геохимической, радиационной информации.

При оценке радиационной ситуации в районе учитывались радионуклиды глобальных и чернобыльских выпадений [1, 2]. Опыт радиоэкологических работ, выполненных под руководством А.И. Перельмана, показал рациональность использования методов геохимии ландшафтов [3, 4]. Они рекомендуют учитывать не только состав техногенных загрязняющих потоков, но и ландшафтно-геохимические условия среды. В основе всех имеющихся методик составления ландшафтно-геохимических карт лежат основные теоретические принципы геохимии ландшафта, разработанные основоположником этой науки академиком Б.Б. Полыновым, его учениками и последователями. В этой связи отметим «принцип дифференциации», сформулированный А.И. Перельманом. [3]. Согласно данному принципу, условия миграции химических элементов в любом, даже относительно небольшом регионе, неоднородны и зависят от особенностей геологического строения (виды ландшафтов), гидрогеологических условий (класс ландшафтов), рельефа (род ландшафтов), климата и хозяйственной деятельности (типы и группы ландшафтов). Синтетическим выражением указанной неоднородности является формирование различных геохимических ландшафтов, каждый из которых

характеризуется различными условиями миграции и концентрации химических элементов [4].



●*▲ - точки наблюдения разных лет

Рис. 1. Ландшафтно-геохимическая карта 30-км зоны Балаковской АЭС (с укрупненно-объединенными контурами ландшафтов), М 1:500 000. 1 – залесенные эрозионные возвышенности с серыми лесными почвами ($Л^{с}$) и интенсивной механической миграцией; 2 – агроландшафты эрозионных возвышенностей с черноземами обыкновенными ($Ч^{о}$) и интенсивной механической миграцией; 3 – агроландшафты на сыртовой равнине с черноземами южными ($Ч^{ю}$), солонцеватыми ($Ч^{с}$) и умеренной механической миграцией; 4 – плоские равнины сухих степей с темно-каштановыми почвами ($ТК^{с}$) и преобладанием эоловых процессов в миграции; 5 – поймы и дельты рек лесостепей, черноземных и сухих степей с аллювиальными (AL) и пойменными луговыми почвами ($П^{А}$). Они накопители загрязняющих веществ (в том числе и радионуклидов, снесенных с их водосборов)

Необходимо отметить, что часто отсутствует корреляция между радионуклидным загрязнением и видом геохимического ландшафта, т.е. один и тот же вид ландшафта может быть и загрязненным, и незагрязненным. Это, прежде всего, связано с тем, что первичное загрязнение искусственными радионуклидами в основном обусловлено атмосферными выпадениями, которые не контролируются ландшафтно-геохимическими условиями. Но если загрязнение произошло, то дальнейшая «судьба» радионуклидов зависит от геохимических особенностей ландшафта, а также от видов и интенсивности антропогенной деятельности на нем [5].

Поэтому при одном и том же источнике загрязнения радионуклидами окружающей среды интенсивность загрязнения и особенно его эволюция в геохимических ландшафтах будут разные. Большое значение имеет учет роли масштаба ландшафтно-геохимической карты, его «стратегического» или «тактического» характера. На карте должно быть показано не все, что может быть отображено в данном масштабе, а только то, что необходимо при решении поставленной задачи. Особенно важно не перегружать карту фактическим материалом, не мельчить контуры, т.е. не создавать ситуацию, когда из-за «деревьев не видно леса» [4, 5].

Виды ландшафтов выделяются в соответствии с особенностями геологического строения и характером почв. При наименовании видов использован географический принцип и местные названия (белогорские, терешкинские, сальские и т.д.). Виды геохимических ландшафтов, выделенных на территории 30-ти километровой зоны БАЭС, различаются по особенностям миграции и концентрации радионуклидов, видам геохимических барьеров и другим геохимическим параметрам.

Ландшафтно-геохимический фактор контролируемой территории позволил выделить основные виды геохимических ландшафтов и их компонентов (элементарных ландшафтов) с необходимой и достаточной детальностью для данного масштаба картографирования (1:100000). В их пределах выделены основные процессы миграции радионуклидов. К ним относятся механическая миграция (эоловый перенос, плоскостной смыв, эрозия почв, антропогенное изменение почвенного слоя и др.) и физико-механическая миграция (в ионной и коллоидной формах). В тезисах представлена ландшафтно-геохимическая карта 30-км зоны Балаковской АЭС с укрупненно-объединенными контурами ландшафтов, переведенная в масштаб 1:500 000 (рис. 1).

При интерпретации данных мониторинга необходимо учитывать степень агротехногенеза, наложившегося на исследуемую территорию. Выделять пашни, луга, сенокосы, старопахотные и залежные земли, т.к. агрообработка земель (перепашка, удобрение, мелиорация и т.п.) влияют на перераспределение радионуклидов, их заглубление, закрепление или рассеяние. Особое внимание следует обратить на пойменные ландшафты (р.р. Б. Иргиз, Терса и др.). Они являются потенциальными концентраторами радионуклидов. При опробовании пятисантиметрового слоя почв по методике, принятой для 30-ти километровой зоны БАЭС, желательно отбирать послойно две пробы: из слоя 0-2 см и 3-5 см, что позволит установить скорости закрепления и перемещения радионуклидов в почве. На ландшафтно-геохимической карте показаны пункты радиогеоэкологического мониторинга БАЭС, СГУ, а также места нахождения точек наблюдения, где проводились детальные изучения почвенных образований глубиной от 30 до 60 см, в зависимости от особенностей почвенного покрова. Основным методом натурных исследований является ландшафтно-геохимическое профилирование, которое характеризует условия миграции и концентрации радионуклидов как отдельных элементарных ландшафтов того или иного вида геохимического ландшафта, так и сопряжения элементарных или видов геохимических сопряжений. В этом заключается принцип катенарности (т.е. изучение более простых ландшафтных систем и их взаимосвязи между собой – сложных систем). В каждом почвенном разрезе (всего 35 разрезов) были опробованы 3-4 интервала по глубине с учетом формирования генетических го-

ризонтов почв с целью изучения вертикальной (радиальной) миграции радионуклидов и некоторых стабильных изотопов элементов.

Выводы. 1. Составлена ландшафтно-геохимическая карта 30-км зоны БАЭС.

2. Выделены участки с различными условиями миграции и концентрации радионуклидов, ландшафты оценены по степени радиоэкологической устойчивости, что позволяет прогнозировать развитие радиоэкологической ситуации, а также рекомендовать оптимальные организационно-технические мероприятия по снижению негативного воздействия источников загрязнения на различные компоненты окружающей среды.

3. Наиболее рациональной системой радиоэкологического мониторинга является система, основанная на геохимии ландшафта. Она позволяет наиболее полно охарактеризовать поведение радионуклидов на исследуемой территории, проследить пути их латеральной и радиальной миграции, выявить места их возможной концентрации, а также определить способность ландшафта к самоочищению или устойчивому накоплению радиационного загрязнения.

4. Разработанная система мониторинга рекомендована для использования службами радиационного контроля БАЭС в качестве методического руководства.

5. При более детальном ландшафтно-геохимическом картографировании количество пунктов наблюдения для мониторинга необходимо увеличить в соответствии с разнообразием ландшафтов и масштабом карты. На составленной нами карте предварительно намечены места заложения дополнительных постов наблюдения.

Литература

1. Атлас радиоактивного загрязнения Европейской части России, Белоруссии и Украины (науч. рук. академик Ю.А.Израэль). М. ИГКЭ РАН, 1998.

2. Квасникова Е.В., Пегоев А.Н., Стукин Е.Д. Современный радионуклидный состав чернобыльских выпадений на разном удалении от места аварий // Тр. Межн. Конф. «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». Т.1. СПб.: Гидрометиздат, 2000. С. 172-177.

3. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрея-2000, 1999. 768 с.

4. Перельман А.И., Борисенко Е.Н., Самонов А.Е. и др. Методология составления ландшафтно-геохимических карт территорий, загрязненных радионуклидами // Геохимия. 1993. № 7. С. 1004-1014.

5. Перельман А.И., Борисенко Е.Н., Самонов А.Е. и др. Геохимия ландшафтов России и радиогеоэкология // Геоэкология. 1996. № 3. С. 3-15.

УДК 631.4

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ И ФОРМЫ ИХ СОЕДИНЕНИЙ В ПОЧВАХ АГРОСЕЛИТЕБНЫХ ЛАНДШАФТОВ ТУЛЬСКОЙ ПРОМЫШЛЕННО-МЕТАЛЛУРГИЧЕСКОЙ АГЛОМЕРАЦИИ

Борисочкина Т.И., Маркина Л.Г.

Почвенный институт имени В.В. Докучаева, Москва, e-mail: geotibor@gmail.com

Почвы урбанизированных территорий, находящиеся в сфере воздействия промышленно-металлургических комплексов, испытывают высокие техногенные нагрузки, следствием которых является трансформация ландшафтов и изменение содержаний в них тяжелых металлов. В условиях загрязнения городской среды тяжелыми металлами возникает необходимость изучения геохимии этих элементов, так как формы нахождения металлов в почвах во многом определяют экологическое состояние ландшафтов, а также вероятность миграции загрязнителей и поступления их в сопредельные среды.

Черная металлургия является одной из ведущих отраслей промышленности России. По производству черных металлов Россия входит в ведущую пятерку мировых лидеров. В промышленной агломерации Тулы металлургическая промышленность составляет 57,5% от общей доли промышленного производства города. Именно поэтому воздействие металлургических комплексов на окружающую среду требует детального и глубокого изучения.

Тула – крупный промышленный центр с полумиллионным населением, в котором имеются дома как современной застройки, так и значительная доля одноэтажного частного сектора с огородами, садами и садовыми товариществами, расположенными в городской черте. Предварительные экспертные оценки показали значительную роль городских агроландшафтов в обеспечении овощной продукцией населения города, что влечет за собой необходимость оценки качества почв этих территорий.

Целью работы являлось получение экспериментальной информации о формах нахождения тяжелых металлов в почвах селитебных агроландшафтов для формирования банка данных эколого-геохимических показателей, необходимых при экспертно-аналитической оценке экологического состояния почв России. При выполнении работ были поставлены следующие задачи: 1) изучить валовые содержания и формы соединений тяжелых металлов в почвах селитебных агроландшафтов Тульской промышленно-металлургической агломерации; 2) дать оценку эколого-геохимического состояния почв исследуемых ландшафтов и выявить зоны экологического риска.

При проведении работ была заложена серия ключевых участков, выбор которых определялся задачами исследований. Работы проводились в соответствии с Методическими рекомендациями по оценке загрязнения городских почв и снежного покрова тяжелыми металлами, разработанными в Почвенном институте им. В.В. Докучаева [1].

Для характеристики форм соединений тяжелых металлов в антропогенно измененных почвах был использован метод последовательного фракционирования металлов по Тессиеру [2]. Определение содержания тяжелых металлов в остаточной фракции и анализ валовых содержаний металлов почве проводился на атомно-абсорбционном спектрометре «Квант-2АТ» после кислотного микроволнового разложения проб в печи Milestone ETHOS 1. Для характеристики загрязненности почв и обеспеченности их подвижными формами микроэлементов в соответствии с существующими нормативными документами в качестве экстрагента использовался ацетатно-аммонийный буфер с pH 4,8.

Апробация почв Тульской промышленно-металлургической агломерации велась с учетом функционального назначения территории. Исследуемые почвы города были суглинистыми и имели нейтральную или слабощелочную реакцию среды.

В зону обследования вошли земли садового товарищества и приусадебных участков Пролетарского района города, находящиеся в сфере воздействия Новотульского металлургического комбината ОАО "Тулачермет", а также земли приусадебных участков, примыкающих к Косогорскому металлургическому комбинату.

Содержания тяжелых металлов в почвах агроландшафтов Пролетарского района Тулы (в землях садового товарищества и приусадебных участков частного сектора, на расстоянии 5-7 км от комбината) не превышали допустимых значений. Исключением является цинк, валовые содержания которого варьировали от 116 до 600 мг/кг при среднем значении 260 мг/кг. Фоновое значение цинка в почве – 60 мг/кг. Отечественный норматив для валового содержания цинка составляет 220 мг/кг [3], в Германии для земель сельскохозяйственного назначения (частный сектор) он равен 300 мг/кг почвы [4]. Содержание цинка, переходящего в ацетатно-аммонийную вытяжку, составляло 28-42 мг/кг (при ПДК 23 мг/кг) [5].

Анализ содержаний тяжелых металлов в почвах рекреационного ландшафта (примыкающего к исследуемым садовым участкам) проводился на территории городской рощи. Роща была выбрана, как участок-аналог, несущий другую функциональную нагрузку. Апробирование почвенного покрова показало, что содержание тяжелых металлов в почвах рощи не превышают допустимых значений, контролируемых нормативными документами. Средневзвешенные значения валовых содержаний составили для Zn – 71, для Cu – 36, для Ni – 35, для Pb – 10, для Cd – 0,4, для Mn – 1309 мг/кг. Содержание подвижных форм тяжелых металлов составляло: для Zn – 5,3, для Cu – 0,1, для Ni – 0,7, для Pb – 0,3, для Cd – 0,1, для Mn – 26,6 мг/кг. Основная часть тяжелых металлов находилась в прочно связанной с силикатами фракции.

Аналогичные исследования были проведены в импактной зоне около комбината ОАО ТулаЧермет на аллее, ведущей к комбинату (в 500-600 м от стен предприятия). В почвах импактной зоны зафиксированы повышенные концентрации Fe и Mn. Концентрации Zn,Cu, Pb, Ni, Cd были в пределах нормы. Максимальная доля тяжелых металлов находилась во фракции прочно связанных соединений.

Следующим объектом исследований являлись агроландшафты, примыкающие к Косогорскому металлургическому комбинату (КМК), расположенному в периферийной части Тулы. Завод был построен в 1897 г. бельгийским акционерным обществом. В настоящее время на комбинате производится доменный чугун и ферромарганец. В составе аэротехногенных выбросов комбината преобладают соединения Fe и Mn. При анализе почв огородов, примыкающих к комбинату и находящихся в импактной зоне КМК, были зафиксированы значения Mn, варьирующие от 7300 до 9000 мг/кг почвы.

В соответствии с принятыми в РФ гигиеническими нормативами ПДК валового Mn в почве 1500 мг/кг [5]. В.В. Ковальский [6] на основе анализа большой и представительной выборки почвенного и растительного материала для характеристики пределов содержания химических элементов в почвах предложил использовать пороговые концентрации. По его расчетам нормальные количества Mn в почве находятся в пределах от 400 до 3000 мг/кг. По мнению Ковальского В.В., концентрации Mn в почве, превышающие 3000 мг/кг, являются избыточными, и они могут вызвать нарушения физиологических процессов у растений. Необходимо отметить, что в окислительных условиях доступность Mn и связанных с ним питательных веществ снижается, в то время как восстановительные условия способствуют увеличению доступности элемента для растений, вплоть до токсичных значений. То есть в годы с большим количеством осадков в условиях переувлажнения территории возможно увеличение токсичности этого элемента.

Основная доля Mn в почвах исследуемых агроландшафтов находится во фракции, связанной с несиликатными соединениями Fe (рис. 1).

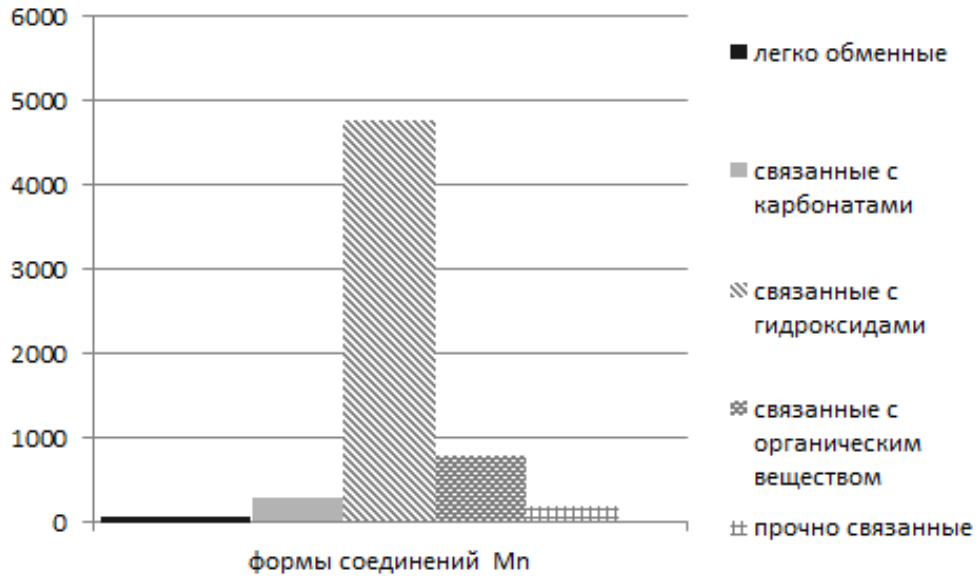


Рис. 1. Формы соединений марганца в почвах агроландшафта Косогорского металлургического комбината (мг/кг)

Анализ почв огородов и садового товарищества Пролетарского района Тулы, а также огородов, расположенных около Косогорского металлургического комбината, показал, что, несмотря на значительное различие почвенных свойств, их объединяет общая закономерность: наличие аккумуляции в верхних почвенных горизонтах Zn, содержание которого в ряде случаев даже превышает ОДК (ПДК). При этом наблюдается тенденция увеличения содержания обменных форм элемента. Накопление Zn в почвах агроландшафтов города носит преимущественно агротехнический характер и размер его аккумуляции в почвах на обследованных территориях определяется в значительной степени не аэротехногенными эмиссиями, а агротехнической деятельностью.

Анализ нормативных и справочных материалов позволяет считать накопление Mn в количестве 7300-9000 мг/кг в почвах приусадебных участков Тулы в районе КМКа повышенным и требующим дополнительного контроля.

Полученная информация о формах соединений тяжелых металлов в почвах различных ландшафтов дополняет исследования динамики процессов, протекающих в почвах при антропогенных воздействиях, и вносит вклад в усовершенствование методологии агроэкологического мониторинга с целью рационального использования почв.

Исследованиями выявлены зоны экологического риска, к которым следует отнести почвы агроландшафтов импактной зоны Косогорского металлургического комбината.

Литература

1. Методические рекомендации по оценке загрязненности городских почв и снежного покрова тяжелыми металлами / В.А. Большаков, Ю.Н. Водяницкий, Т.И. Борисочкина, З.Н. Кахнович, В.В. Мясников. М.: Почвенный ин-т им. В.В. Докучаева, 1999. 30 с.

2. Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M. Sequential extraction procedure for speciation of particulate trace metals // Analytical Chemistry. 1979. Vol. 51. N.7. P. 844-850

3. Гигиенические нормативы ГН 2.1.7.2042-06 утв. Постановлением Главного государственного санитарного врача Российской Федерации от 19.01.2006 г.

4. Eikman Th., Kloke A. Nutzungs- und Schutzbenezogene Orientierungs were fur (Schad)stoffe in Boden // Erich Schmidt Versag, Berlin, 1991.

5. Гигиенические нормативы ГН 2.1.7.2041-06 утв. Постановлением Главного государственного санитарного врача Российской Федерации от 19.01.2006 г.

6. Ковальский В.В. Геохимическая экология. М.: Наука, 1974. 298 с.

УДК 550.84.094.2

ОСОБЕННОСТИ ИНТЕРПРЕТАЦИИ ЛИТОГЕОХИМИЧЕСКИХ МЕТОДОВ И ПРИМЕНЕНИЕ ПРОСВЕЧИВАЮЩЕЙ ЭЛЕКТРОННОЙ МИКРОСКОПИИ ПРИ ПОИСКАХ НЕФТЕГАЗОВЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ

Бредихин Н.П., Соболев И.С.

НИ ТПУ ИПР, Томск, e-mail: bnp1991@mail.ru

Как известно, вторичные минералогические изменения экзогенных пород над углеводородными залежами приводят к неравномерному распределению химических компонентов и геохимических полей. Подобные процессы обусловлены бактериальным влиянием на мигрирующие углеводороды (УВ), окислительными и восстановительными реакциями происходящими за счет неоднородной кислотно-щелочной обстановки над уровнем залежи. Подобные изменения влияют на перераспределение химических микро- и макроэлементов. Многими авторами отмечается, что в зоне эпигенетического влияния залежи наблюдаются повышенные содержания некоторых металлов, коих насчитывается около двадцати элементов. Но спектр элементов-индикаторов имеет непостоянный характер, в зависимости от различных геологических обстановок. К тому же по отдельным химическим элементам невозможно с достаточной точностью картировать зоны водонефтяных контактов (ВНК).

Поэтому при литохимических поисках нефти и газа, учитывая вариативность геологических причин возникновения аномалий, всегда существует проблема выбора наиболее информативных элементов и расчетных показателей, указывающих на наличие углеводородных залежей.

В условиях, когда перечень элементов-индикаторов поискового объекта достаточно четко не определен, предлагается использование показателя дисперсии (ДГС) и вариации геохимического спектра (ВГС) проанализированных элементов [1].

Заложенный в расчет этих показателей эффект аккумуляции отклонений содержаний всех проанализированных химических элементов от фонового уровня индивидуально для каждой пробы делает их весьма эффективным инструментом выявления слабо проявленных литохимических аномалий [2].

Также свою эффективность в прогнозировании нефтегазоностности проявило применение метода диагностики генезиса минералов (ДГМ), выявлены закономерности распределения химических элементов разного происхождения [3]. Эти закономерности выявляет эффект изменения интенсивности спектральных линий, зависящий от особенностей кристаллической решетки минералов, формирующихся в различных физико-химических обстановках. Показателем генезиса являются значения коэффициента генетической информации (КГИ), в особенности для кальций содержащих минералов. Как пример, на Западно-Полуденной нефтеносной площади (ХМАО) области повышенной неоднородности распределения химических элементов (показатель ДГС) и низких значений КГИ кальция трассируют положение ВНК (рис. 1).

Однако, из-за полигенности литохимических аномалий количественные характеристики содержания химических элементов и индикаторные показатели не всегда позволяют уверенно дифференцировать эпигенетические и гипергенные неоднородности геохимического поля.

Возникает необходимость установления миграционных форм соединений металлов. Данную проблему позволяет решать просвечивающая электронная микроскопия (ПЭМ), позволяющая изучать минеральные частицы размером от нанометров до нескольких микрометров, миграция которых возможна в парогазовом потоке [4].

Для опробования возможностей ПЭМ при поисках УВ залежей был проведен эксперимент, включающий широкий комплекс геохимических и геофизических методов, в состав которых входили: гамма-спектрометрические исследования, каппаметрия, термолюминесцентная радиометрия с использованием искусственных детекторов, анализ химического состава подпочвенных геоаэрозолей и отбор вещества на специальные сеточки для ПЭМ. Исследование проведено по профилю на Верх-Тарском нефтяном месторождении Новосибирской области [5].

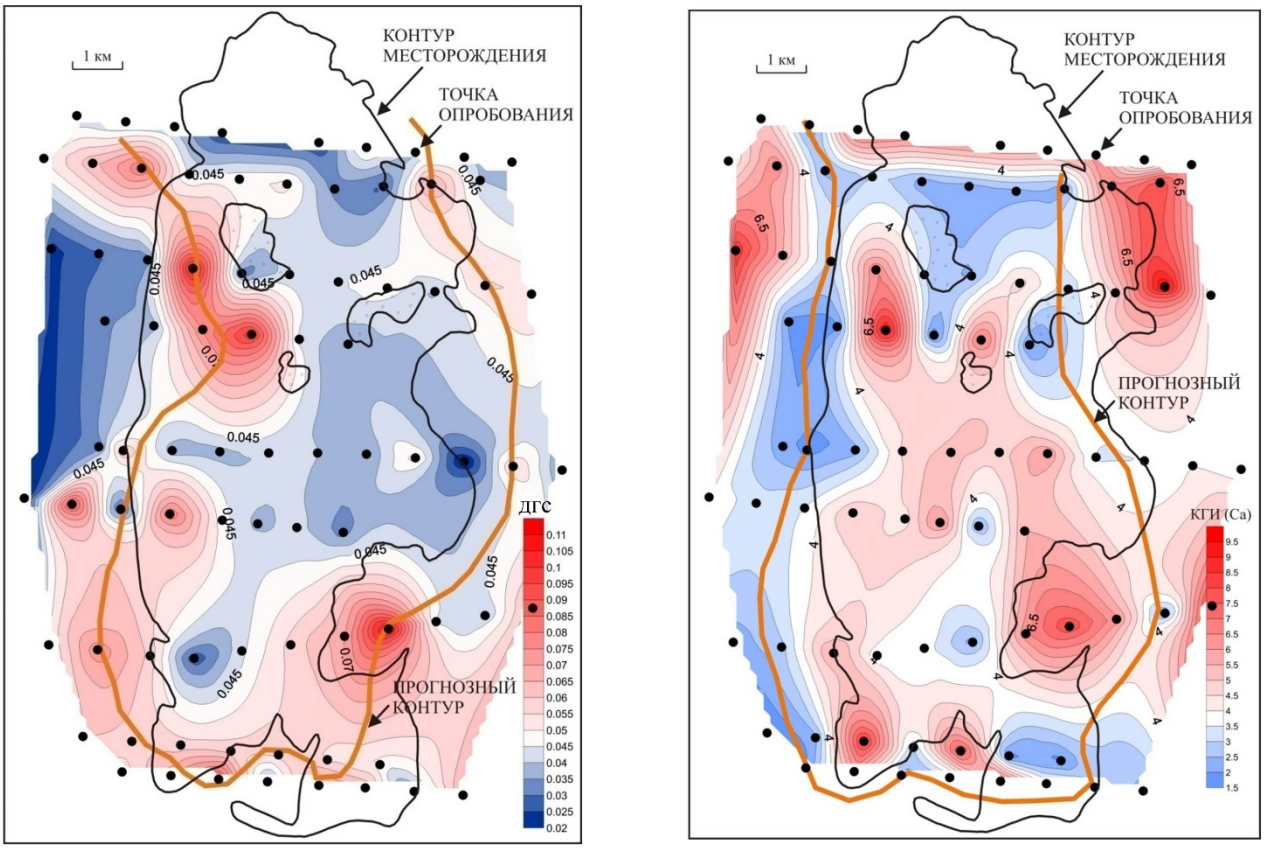


Рис. 1. Карты показателя ДГС и значений КГИ по кальцию

Работы проходили по профилю, шагом 500 метров между точками опробования, пересекающим ВНК и выявленное сейсморазведкой разрывное нарушение.

По результатам исследования подпочвенной атмосферы точки опробования близ границы ВНК обладают аномально высокими значениями ряда химических элементов. Также заметна дифференциация концентраций отдельных элементов внутрикотнурной области к законтурной. Тектоническое нарушение, выявленное сейсморазведочными работами, обладает повышенными значениями концентраций ряда металлов, что проявляется в локальных аномалиях.

Зоны влияния ВНК и разрывного нарушения достаточно четко проявлены в значениях магнитной восприимчивости и светосуммы термолюминесцентных детекторов (рис. 2.).

В настоящее время продолжаются исследования на ПЭМ (аналитическая часть проводятся сотрудниками Томского Политехнического университета кафедры наноматериалов и нанотехнологий) показывают наличие в подпочвенной атмосфере металлосодержащих частицы различных размеров от нескольких нанометров до пяти микрометров. Обнаружены наночастицы и микрочастицы содержащие такие элементы как: Ca, Ti, Fe, Zn, Cu, Al, Si, Mn, Mo, Cr. Они входят в состав оксидов, силикатов, алюмосиликатов, фосфатов, соединения с серой и др. Показательным является различное количество осажденных веществ на сеточки. На сеточках находившихся над тектоническим

нарушением общее количество осажденных частиц было больше, чем на сеточках в других частях месторождения.

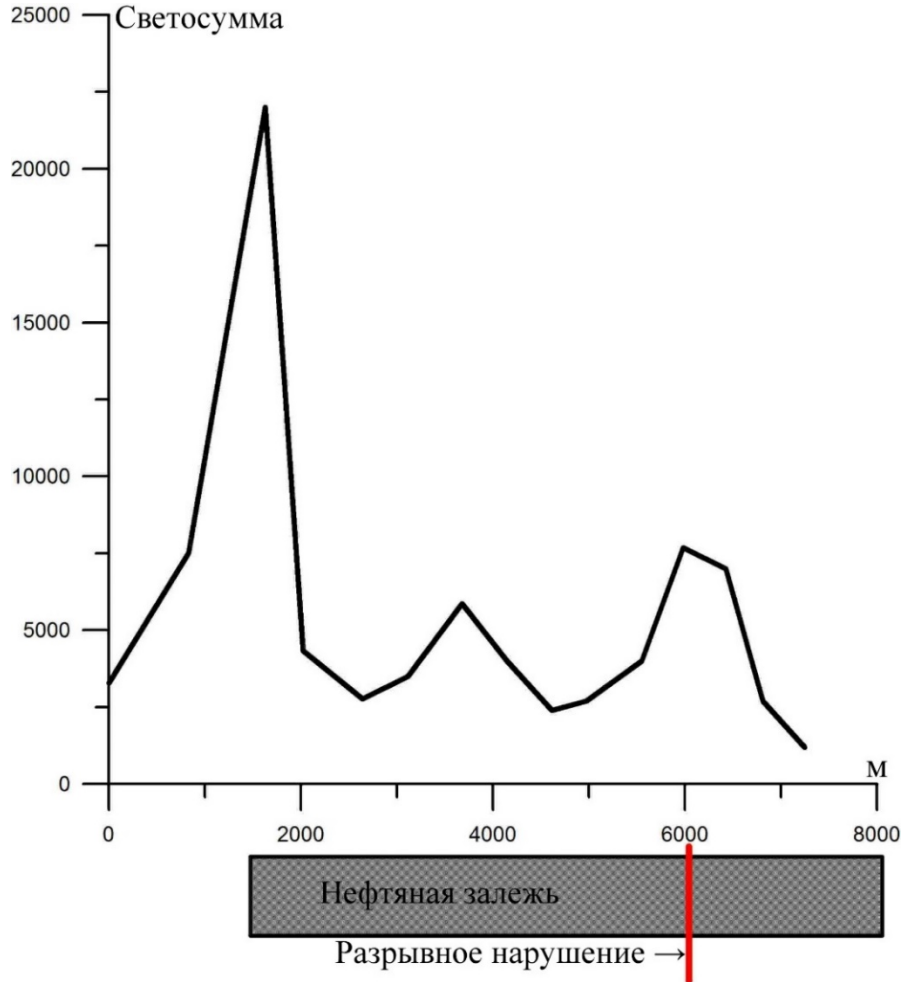


Рис. 2. График значений светосуммы на Верх-Тарском месторождении

Множественные исследования доказывают применимость таких геохимисеских индикаторных показателей как ДГС, ВГС, КГИ при поисках и разведки нефти и газа. Но также важно решать проблему полигенности литогеохимических аномалий продолжая проводить качественную оценку отобранных проб на нефтегазовых месторождениях.

Литература

1. Поцелуев А. А., Гаврилов Р. Ю. Показатели неоднородности геохимического спектра как критерии рудоносности (на примере полей редкометальных месторождений) // Известия Томского политехнического университета. 2001. Т. 304, вып. 1: Геология, поиски и разведка полезных ископаемых Сибири. 2001. Т. 304. № 1. С. 209-217.

2. Соболев И. С., Бредихин Н.П., Меркулов В.П., Орехов А.Н. Особенности обработки и интерпретации магниторазведочных и литохимических данных при поисках месторождений нефти и газа в условиях Сибирской платформы (на примере Имбинской газоносной площади) // Известия Томского политехнического университета. 2015. Т. 326. № 4. С. 6-18.

3. Малюшко Л.Д., Коробов Ю.И., Ларичев А.И. Метод ДГМ (диагностики генезиса минералов) – эффективный физико-химический способ локального прогноза залежей УВ при прямых поисках нефти и газа // Геология, геофизика и разработка нефтяных и газовых месторождений. 2006. № 7. С. 45-50.

4. Бредихин Н.П., Соболев И.С. Предпосылки применения электронной микроскопии как геохимической методики выявления миграционных минеральных форм над углеводородными залежами // Известия Томского политехнического университета. 2016. Т. 327. № 5. С. 20-28.

5. Бредихин Н.П. Особенности распределения химических элементов в подпочвенной атмосфере на Верх-Тарском нефтяном месторождении (Новосибирская область) // Проблемы геологии и освоения недр: материалы XIX Международного симпозиума имени академика М.А. Усова. Томск: Изд-во ТПУ, 2015. С. 218.

УДК 911.2:631.4:551.49

СУХОЙ ОСТАТОК В СКЛОНОВЫХ ВОДОТОКАХ ПРИ ЛИВНЯХ

Будник С.В.

Житомирский национальный агроэкологический университет, Житомир, Украина, e-mail: svetlana_budnik@ukr.net

Миграция веществ с водными потоками по склонам, как при ливнях, так и при снеготаянии с одной стороны, является частью природного процесса рельефообразования, с другой стороны под влиянием хозяйственной деятельности, оказывает существенное негативное влияние на состояние склоновых почв, водных объектов и экосистем в целом, вызывая смыв плодородного слоя почв и вместе с ним агрохимикатов, евтрофирование и заиление водных объектов, перераспределение загрязнений по гидрографической сети и т.п.

Сухой остаток характеризует общее количество растворенных веществ, либо переносимых водой, либо выщелачивающихся нею из почв. Это одна из важнейших характеристик состава воды и водной вытяжки. Вода атмосферных осадков, выпавшая на земную поверхность, при движении по ней изменяет свой состав. В общем случае состав воды склоновых водотоков будет определяться составом воды атмосферных осадков и составом водной вытяжки из подстилающих почво-грунтов. Состав атмосферных осадков формируется под воздействием ветровых потоков, подстилающей поверхности и солнечной радиации, также на их состав оказывает влияние хозяйственная деятельность человека.

Наблюдения за склоновым стоком, формирующимся от естественных ливней проводились в опытном хозяйстве Института охраны почв УААН "Ударник" Лутугинского района Луганской области на черноземах обыкновенных на лессах, в Краснодонском районе Луганской области – на черноземах обыкновенных на лессах, песках и мергелях, в Бориспольском районе Киевской области – на серых лесных почвах на лессе в различные по погодным условиям годы (1997-2009 гг.). Водотоки подбирались на различных агрофонах (пар, многолетние травы, естественное кормовое угодье, пропашные, зерновые колосовые, полевая дорога), а также на различных почво-грунтах (чернозем обыкновенный на лессе, на мергеле и на песках, мергель, серые лесные почвы на лессах). Число комплексных измерений составило 116 на 20 водотоках в 45 створах, число определений сухого остатка в воде склоновых водотоков составило 58 в разные годы.

Количество осадков за дождь изменялось в пределах 0,4-49,6 мм, максимальная интенсивность осадков составляла 0,015-1,73 мм/мин, средняя интенсивность 0,0138-0,55 мм/мин, продолжительность дождей 5-569 мин. Расходы воды в водотоках изменялись от $1{,}8 \cdot 10^{-6}$ до $9{,}45 \cdot 10^{-2}$ м^3/с, мутность воды – 0,587-434,74 кг/м^3, скорость воды – 0,015-1,5 м/с, максимальная глубина воды – 0,003-0,08 м, средняя глубина воды – 0,023-0,063 м. Диапазон изменения сухого остатка в воде склоновых водотоков, в атмосферных осадках и в водной вытяжке из 0-3 см слоя почвы представлен в табл.

Состав воды в склоновых водотоках, формирующихся в летний период от жидких осадков гидрокарбонатно-кальциевый, вода слабоминерализована. pH атмосферных осадков ниже pH водной вытяжки из почвы и pH воды в водотоках и, как правило, имеет кислую реакцию. Содержание сухого остатка в воде водотоков выше, чем в воде атмосферных осадков и в водной вытяжке из почвы. В зависимости от места наблюдений и агрофона факторы, влияющие на химический состав воды меняются. Проведенные исследования показывают, что наибольшее влияние на содержание сухого остатка в воде склоновых водотоков оказывает тип почв и содержание солей в водной вытяжке

из 0-3 см слоя почвы (глубже за дождь почва не промокает). Среди веществ, входящих в состав вытяжки своим влиянием на сухой остаток выделяются содержание кальция и натрия, pH водной вытяжки также оказывает существенное влияние на величину сухого остатка в воде водотоков. Гранулометрический состав почв также вносит вклад в изменение сухого остатка в воде водотоков, так с увеличением среднего диаметра почвенных частиц прослеживается общая тенденция увеличения сухого остатка, а с увеличением критерия Траска-Крумбейна (степени однородности почвенных частиц), наоборот, уменьшение.

Таблица

Диапазон изменения сухого остатка в склоновых водотоках при ливнях

Фактор	Диапазон изменения факторов	Сухой остаток в воде склоновых водотоков, г/дм^3	Сухой остаток в атмосферных осадках, г/дм^3	Сухой остаток в водной вытяжке из почвы, г/дм^3	Температура воды в склоновых водотоках при ливнях, ^{o}C	Скорость движения воды, м/с
Длина склона, м	0-50	0,088-0,32	0,0783-0,28	0,082-0,468	10,0-22,8	0,015-0,42
	50-100	0,1075-0,559	0,016-0,28	0,058-0,462	12,4-22,3	0,0152-0,91
	101-200	0,08-0,764	0,016-0,148	0,0264-0,1	16,5-22,2	0,0394-0,645
	201-401	0,1001-0,965	0,016-0,692	0,082-0,228	12,2-23,0	0,053-1,5
Уклон склона, ‰	8-50	0,08-0,965	0,0783-0,692	0,0298-0,468	15,1-22,6	0,0152-0,91
	50-100	0,088-0,172	0,14-0,28	0,082-0,468	10,0-22,8	0,015-0,41
	100-160	0,16-0,764	0,016-0,036	0,082-0,228	12,5-22,3	0,085-1,5
	161-300	0,324-0,62	0,016-0,18	0,058-0,13	12,2-23,0	0,075-1,0
Агрофон	пар	0,088-0,4	0,28	0,252-0,468	11,1-21,2	0,015-0,91
	пропашные	0,12-0,32	0,016-0,036	0,0238-0,1928	10,0-22,6	0,0152-0,227
	многолетние травы	0,128-0,308	0,016-0,28	0,182-0,252	15,4-22,8	0,028-0,40
	естественное кормовое угодье	0,324-0,764	0,016-0,18	0,058-0,13	12,2-23,0	0,075-1,50
	зерновые колосовые	0,08-0,26	0,1-0,1406	0,06-0,1773	17,5-22,3	0,025-0,42
	полевая дорога	0,1001-0,965	0,148-0,692	0,0264-0,152	15,4-22,2	0,053-0,56
Почво-грунты	мергель	0,324-0,764	0,016-0,18	0,058-0,13	12,2-23,0	0,075-1,50
	чернозем обыкновенный на мергеле	0,16-0,308	0,16-0,36	0,182-0,228	16,2-20,4	0,11-0,50
	чернозем обыкновенный на лессе	0,088-0,40	0,28	0,252-0,468	10,0-22,8	0,015-0,91
	чернозем обыкновенный на песках	0,088-0,965	0,0783-0,692	0,0238-0,1928	17,5-22,6	0,0152-0,56
	серые лесные на лессе	0,12-0,32	0,14	0,082	15,1-18,0	0,0674-0,227

Особенности формы склонов также влияют на сухой остаток в воде склоновых водотоков. Содержание сухого остатка в воде склоновых водотоков, сформировавшихся при ливнях, зависит от длины и уклона склона. С увеличением длины склона обеспеченность больших значений сухого остатка в воде водотоков растет, в то время как в водной вытяжке из почв наоборот уменьшается (рис. 1, 2), в первом случае (в воде водотоков) увеличивается время контакта воды с подстилающей поверхностью, во втором – повышается степень выщелоченности верхнего слоя почвы более длительное время подвергающейся воздействию воды.

Состояние поверхности склона, характеризуемое агрофоном, также оказывает влияние на сухой остаток в воде склоновых водотоков. На естественном кормовом уго-

дье и на многолетних травах сухой остаток в воде водотоков выше, чем на других агрофонах, это связано, скорее всего, с повышенной шероховатостью и запыленностью поверхности. Меньшее количество сухого остатка наблюдалось на пропашных и на зерновых колосовых. На полевой дороге наблюдается наибольший размах варьирования значений сухого остатка в воде водотоков, что связано, как с большей уплотненностью дороги, так и с ее запыленностью.

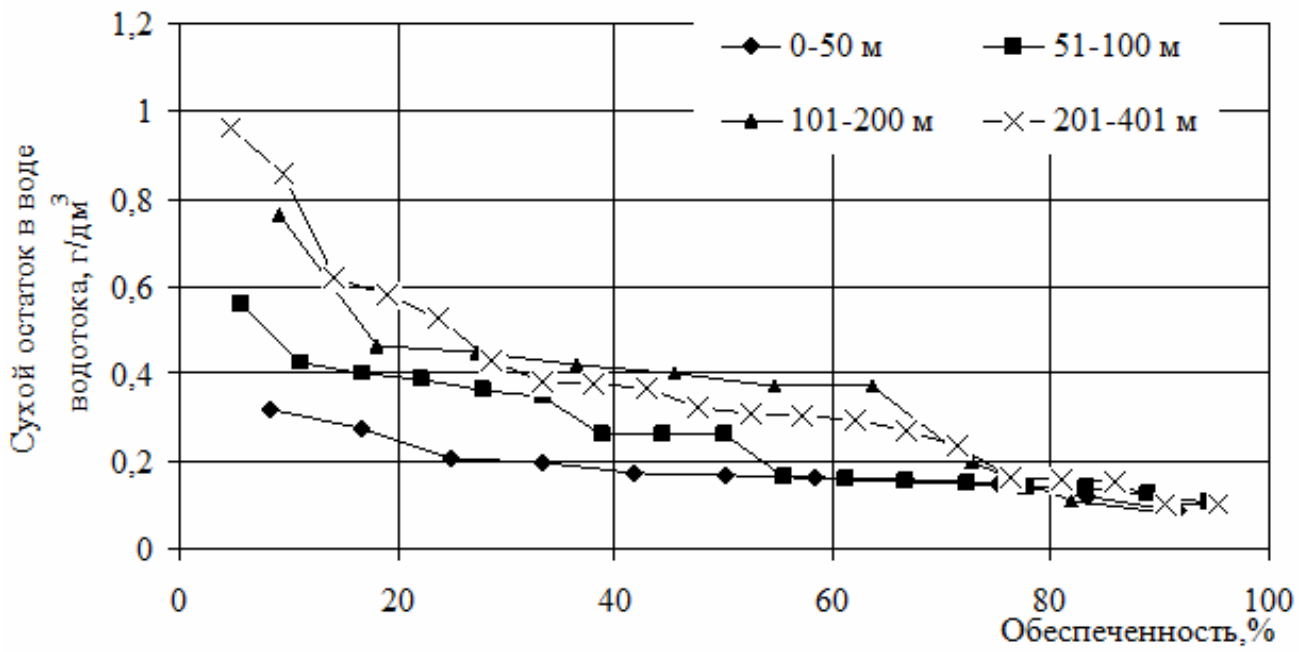


Рис. 1. Кривые обеспеченности сухого остатка в воде склоновых водотоков, формирующихся при ливнях, дифференцированные по длине склона

Среди характеристик дождя в большей мере на величину сухого остатка оказывает интенсивность осадков, их продолжительность и положение максимума интенсивности в ходе дождя, чем их количество.

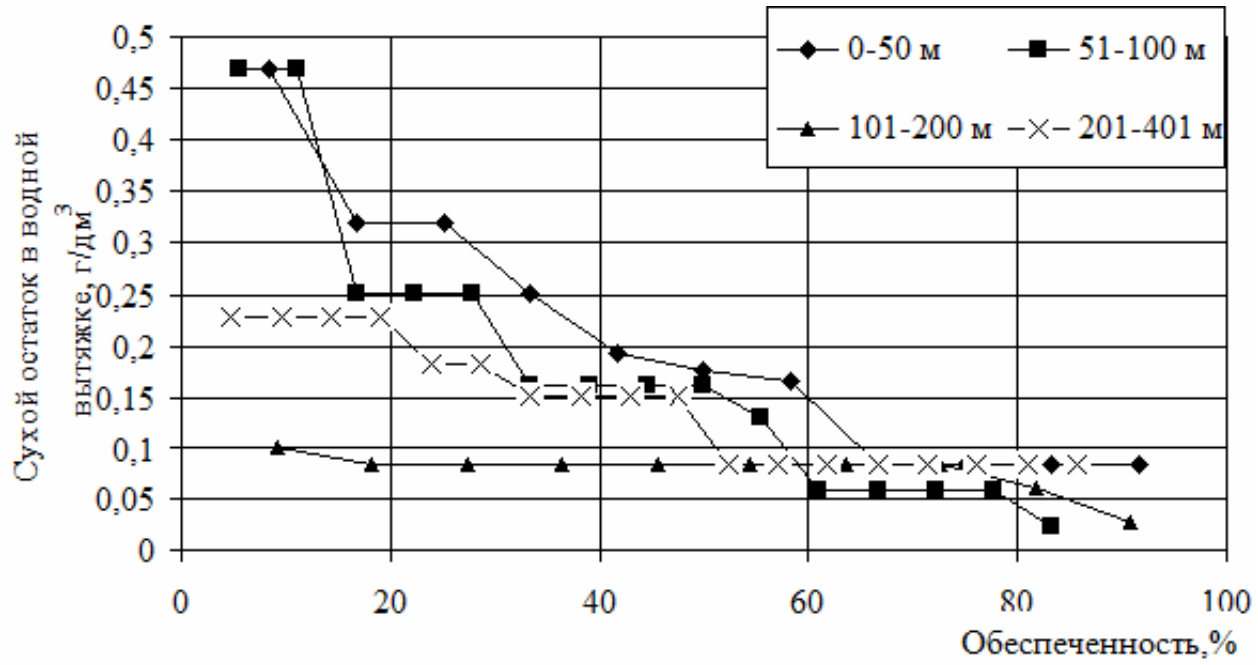


Рис. 2. Кривые обеспеченности сухого остатка в водной вытяжке из верхнего 0–3 см слоя почвы, дифференцированные по длине склона

Из гидрологических характеристик водных потоков на величину сухого остатка в большей мере оказывают влияние мутность воды и режим потоков (число Рейнольдса).

Выявленные закономерности необходимо учитывать при проведении мероприятий по организации территории землепользования при проектировании мероприятий постоянного действия (дорог, лесополос, противоэрозионных сооружений и т.п.), поскольку они в той или иной мере перераспределяют направления водных потоков в ландшафте и могут быть причиной химической деградации почв.

УДК 502:550.4

РЕГИОНАЛЬНЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ТЕХНОГЕННОЙ ТРАНСФОРМАЦИИ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ ПРИ ЭКСПЛУАТАЦИИ МЕСТОРОЖДЕНИЙ НЕФТИ

Бузмаков С.А.

Пермский государственный национальный университет, Пермь, e-mail: lep@psu.ru

Своеобразие экологических проблем, возникающих при добыче нефти, обусловлено тремя группами факторов: спецификой состава и свойств добываемой пластовой жидкости, технологией ее извлечения, особенностями географических условий районов добычи [1].

Близкие технологии извлечения и транспортировки нефти, преобладание в ней углеводородов (до 90-95%) и наличие минерализованных вод в составе пластовых жидкостей определяют ряд общих форм воздействия на ландшафты суши. Это объясняет возникновение однотипных проблем в нефтедобывающих районах. Одновременно существуют определяющиеся биоклиматическими и ландшафтно-геохимическими условиями местные экологические проблемы [2].

В настоящее время существенно продвинулось понимание биотических отгликов на нефтяное загрязнение почв [3]. Изучение нефтепромыслового техногенеза месторождений Пермского края позволило выделить типы углеводородных геохимических полей и разработать концептуальные модели техногенных изменений [4]. Продолжаются попытки выявить региональные закономерности трансформации природной среды при нефтедобыче [5]. Содержание многих химических элементов и соотношение различных форм нахождения зависит от хозяйственного использования территории [6].

Проведенные исследования техногенных потоков веществ, состояния атмосферного воздуха, водных объектов, почвенного покрова, растительности и животного и микробного населения позволяют выделить основные природно-техногенные экосистемы (ПТЭ), формирующиеся на территории эксплуатируемых месторождений нефти. Движущей силой формирующей ПТЭ являются техногенные факторы. Они могут быть классифицированы по причинам появления на предусмотренные технологией добычи природного ресурса, обусловленные технологией, аварийные.

Обусловленные современной технологией постоянно присутствуют при эксплуатации в виде утечки техногенной жидкости с площадок нефтепромысловых объектов, поступающей с поверхностным и грунтовым стоком в природные водотоки, загрязняя подземные воды вследствие негерметичности скважин и негерметичности в целом процесса добычи нефти и затем поступая в наземные водотоки и экосистемы.

Специфическое воздействие нефтепромыслов выражается в поступлении аварийной нефти, аварийных соленых вод, поверхностного и грунтового стоков, содержащих соли и нефтепродукты, с площадок нефтяных объектов, атмосферных загрязнений (с высокой концентрацией углеводородов) в окружающих наземные экосистемы. Деградационно-восстановительный процесс выражается в формировании ПТЭ с азональными биотопами.

Для оптимизации условий сосуществования хозяйственной деятельности и окружающей среды, обеспечения благоприятных условий жизни человека, восстановления исходной или более продуктивной природной среды наибольшую опасность представляют аккумуляционные сапротрофные азональные наземные экосистемы. Продукты метаболизма данных ПТЭ, образовавшиеся в результате ассимиляции избыточной техногенной органики, отличаются высокой канцерогенностью и токсичностью по отношению к окружающим наземным экосистемам. Высока вероятность в первом случае

загрязнения бенз(а)пиреном и токсичными мигрантами грунтовых вод, во втором – также поверхностных вод и пойменных экосистем.

Современное ведение хозяйственной деятельности (нефтедобычи) необходимо сопровождать целенаправленным формированием управляемых ПТЭ с заданными параметрами, обладающих более высокой устойчивостью по отношению к комплексу техногенного нефтепромыслового воздействия и в максимальной степени реализующих продуктивный и средообразующий потенциалы сообществ микроорганизмов, растений и животных. Регулирование аккумуляционных ПТЭ должно базироваться на способности естественных природных комплексов к саморегуляции, но при этом необходимо проводить корректировку хода процессов деградации нефтепродуктов и воспроизводства природной среды, чтобы избежать поступления токсикантов в окружающую среду.

Проведенные исследования позволили определить закономерности техногенной трансформации природной среды региона:

1. Структурно-функциональные

Воздействие техногенных факторов при эксплуатации месторождений нефти обусловливает смену состояний наземных экосистем деградационного и восстановительного направления, зонального и азонального характера.

1.1. Свойства биотопа с увеличением воздействия техногенного фактора изменяются от зональной нормы к экстремальным (азональным) параметрам. Трансформация экосистемы происходит по зональному ряду (относительно обратимое состояние) и азональному (необратимое состояние), при этом вероятность перехода в азональный тренд восстановления возрастает с величиной техногенного фактора.

1.2. С увеличением техногенной нагрузки, определяющей соответствующие изменения биотопа, биотический компонент последовательно достигает состояния техногенного неравновесного минимального оптимума, равновесного оптимума, неравновесного максимального оптимума, пессимального состояния и репрессии.

1.3. В соответствии с технологией нефтедобычи, свойствами первичных загрязнителей и принимающих биотопов происходит дифференциация, пространственно-временное распределение поллютантов в наземных экосистемах. В результате взаимодействия техногенных нефтепродуктов, биотопа и биоты формируется природно-техногенная экосистема, обладающая канцерогенными свойствами.

1.4. Техногенные факторы изменяют состояние биотопа и биотических компонентов на территории месторождений, в результате формируются азональные, зональные, упрощенные автотрофные, гетеротрофные и сапротрофные экосистемы.

2. Ландшафтно-биогеографические

Особенности природно-техногенной трансформации определяются ландшафтно-биогеографическим рядом: средняя тайга – южная тайга – широколиственно-хвойные леса – Кунгурская лесостепь.

2.1. Возможность перехода в азональный тренд восстановления под влиянием поступления нефтепродуктов уменьшается.

2.2. Возможность образования канцерогенных свойств биотопа под влиянием поступления нефтепродуктов увеличивается.

2.3. Длительность послеаварийного засоления биотопа увеличивается.

2.4. Вероятность формирования азональных биотопов под влиянием механического воздействия уменьшается.

2.5. Толерантность биоты к техногенному воздействию увеличивается.

Вокруг мощных источников загрязнения возникает необходимость формирования управляемых природно-техногенных экосистем, способствующих самовосстановлению окружающей среды. Причем эти природно-техногенные экосистемы должны формироваться не только и столько в пределах санитарно-защитных зон, сколько в на-

правлении основных миграционных потоков загрязнителей, которыми являются природные дрены. Целесообразно создать систему аккумулирующих, транзитных экосистем, позволяющих кроме накопления поллютантов, проводить их деградацию и рассеивание. При этом нужно использовать результаты по стихийной организации прудов, различных нефтеловушек, восстановлению почвенного покрова экосистем. Внедрение предложений на уровне природоохранных норм позволит стабилизировать экологическую ситуацию и установить долговременное природное равновесие на территории месторождений.

Выполнение задач по формированию перспективных норм природоохранной деятельности и оценка текущей ситуации на месторождениях невозможны без ведения полноценного экологического мониторинга. Результаты исследования позволяют сделать вывод о недостаточности современного мониторинга, который заключается лишь в слежении за содержанием поллютантов (в основном в подземных и поверхностных водах, а также в воздухе).

Актуальным представляется развитие экологического мониторинга, целью которого является предупреждение отрицательных изменений всех основных компонентов и комплексов на территории месторождений. Программы локального мониторинга на территории месторождений (с учетом развития нефтедобычи) должны включать наблюдения за источниками и факторами техногенного воздействия, за миграцией поллютантов, основными природными компонентами и комплексами. Особое значение в решении целей локального мониторинга имеет развитие системы раннего предупреждения отрицательных последствий нефтедобычи на стадии обратимых последствий.

В биогеографическом отношении природоохранная деятельность дифференцируется в соответствии со способностью биоты восстанавливаться и оставаться в исходном состоянии под воздействием нефтепромысловой нагрузки на территорию. Повсеместно она должна быть направлена на сохранение и восстановление автохтонного сообщества конкретного природного участка как уникального комплекса, изначально наиболее адаптированного к геохимическим условиям существования на территории нефтяного месторождения. Биоценотические отношения между своеобразным микробным сообществом, растительностью и животным населением на территории месторождений позволяют считать сложившийся автохтонный комплекс живых организмов наиболее адаптированным к техногенным воздействиям. Природоохранные мероприятия должны способствовать активизации выполнения функций биотических элементов по безопасной утилизации поллютантов, созданию благоприятной окружающей среды на нефтепромыслах.

Стратегические направления природоохранной деятельности необходимо дифференцировать с учетом географической специфики.

Природный комплекс средней тайги практически не изменился под влиянием сложившегося природопользования. Основным направлением природоохранной деятельности на территории нефтяного месторождения должно быть сохранение автохтонных сообществ, а также создание условий в санитарно-защитных зонах нефтепромысловых объектов для формирования устойчивых УПТЭ (на основе исходных природных комплексов), регулирование загрязнения воздуха (по нормативам предельно-допустимой нагрузки для растительности).

Комплексы южной тайги изменились вследствие фоновой антропогенной нагрузки, сохранив в значительной степени специфические широтно-географические черты. Трансформация определяется хорошими восстановительными способностями и малой резистентностью сообществ. Направление природоохранной деятельности на территории нефтяного месторождения – сохранение автохтонных сообществ, формирование на участках существенного воздействия нефтепромысловых объектов устойчивых УПТЭ.

Широколиственно-хвойные леса и Кунгурская лесостепь преобразованы в результате сельскохозяйственного использования территории. Биотическим сообществам, вследствие процесса синантропизации, свойственны упрощенная структура, высокая резистентность по отношению к нефтепромысловому воздействию и значительные восстановительные способности. Основное направление природоохранной деятельности – восстановление нарушенных природных комплексов.

Экологизированная нефтедобыча, на что претендуют все нефтяные компании, должна сопровождаться признанием природно-техногенных процессов на территории месторождений и целенаправленным формированием управляемых экосистем с регулируемыми параметрами и более высокой устойчивостью по отношению к комплексу нефтепромыслового воздействия.

Литература

1. Пиковский Ю.И. Природные и техногенные потоки углеводородов в окружающей среде. М.: МГУ, 1993. 206 с.

2. Солнцева Н.П. Добыча нефти и геохимия природных ландшафтов. М.: МГУ, 1998. 376 с.

3. Звягинцев Д.Г., Гузев В.С., Левин С.В., Оборин А.А. Диагностические признаки различных уровней загрязнения почв нефтью // Почвоведение. 1989. № 1. С.72-78.

4. Пиковский Ю.И., Геннадиев А.Н., Краснопеева А.А., Пузанова Т.А. Углеводородные геохимические поля в почвах района нефтяного промысла // Вестник Московского университета. Серия 5: География. 2009. № 5. С. 28-34.

5. Соромотин А.В. Воздействие добычи нефти на таежные экосистемы Западной Сибири: монография. Тюмень: Тюменский госуниверситет, 2010. 320 с.

6. Зимовец А.А., Федоров Ю.А. Тяжелые металлы в почвах устьевой области реки Северная Двина// Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2013. № 5. С. 70-74.

УДК 550.4

КОНЦЕНТРАЦИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ И ЭЛЕМЕНТОВ ПЛАТИНОВОЙ ГРУППЫ В СНЕГЕ КАК ИНДИКАТОР АТМОСФЕРНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ ПРИРОДНОГО ЗАКАЗНИКА

Винокуров С.Ф.(1), Трунова А.Н.(2)

(1) *ИГЕМ РАН, Москва, e-mail: tessnt@yandex.ru*

(2) *РХТУ имени Д.И. Менделеева, Москва, e-mail: tessnt@yandex.ru*

В своих работах по геохимии ландшафта Александр Ильич Перельман большое внимание уделял проблемам техногенного загрязнения окружающей среды и эколого-геохимической оценке состояния городов. Это особенно важно, поскольку городское население практически не защищено от воздействия поступающих в окружающую среду в ходе производственных процессов и движения транспорта токсичных элементов, ухудшающих экологическую обстановку. Для оценки их негативного воздействия исследуется поведение тяжелых металлов и металлоидов – Zn, Cr, Pb, Cd, As и других токсикантов, в различных экологических системах и влияния их на здоровье человека. Содержание редкоземельных элементов (РЗЭ) и элементов платиновой группы (ЭПГ) практически не изучалось, что обусловлено их очень низкими природными концентрациями и отсутствием ярко выраженных токсичных свойств. Вместе с тем, в последние десятилетия резко увеличилось использование этих элементов в разнообразных областях производства, таких как электроника, ядерная энергетика, химическая и нефтехимическая промышленность, металлургия, медицина. В результате возросли выбросы этих элементов совместно с их носителями в окружающую среду. С учетом их низкого содержания в природе (фоновых значений), данные о концентрациях и характере распределения РЗЭ и ЭПГ служат показателем техногенного воздействия на природные системы. Изменение содержаний и соотношений этих элементов может указывать не только на масштаб, но и на возможные источники сезонного загрязнения [1].

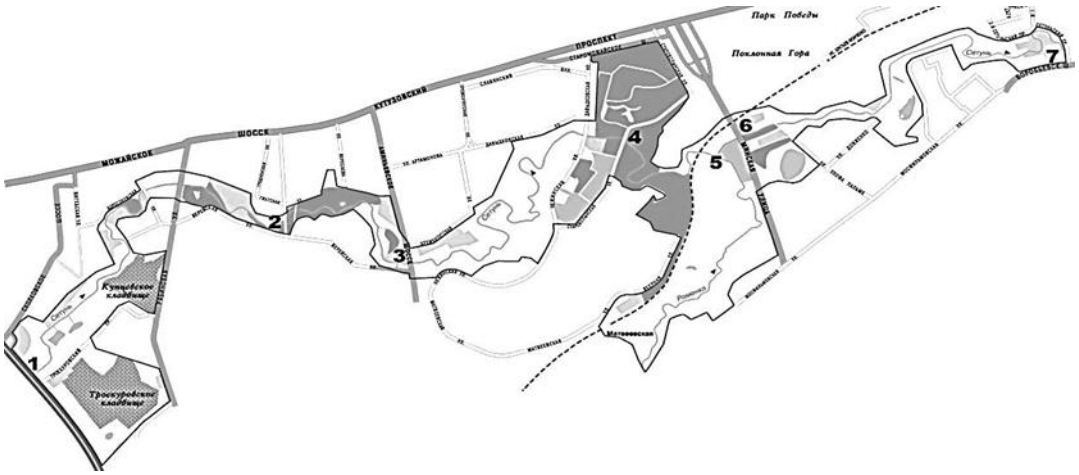


Рис. 1. ПЗ «Долина реки Сетунь» на карте Москвы, цифрами отмечены места отбора проб

Для оценки уровня кратковременного (сезонного) поступления элементов в окружающую среду был использован снег. В качестве полигона исследований выбрана особо охраняемая территория природного заказника «Долина реки Сетунь», расположенная в юго-западной части г. Москвы. Отбор проб проводился на всю мощность снегового покрова в период максимального его накопления, перед началом таяния в соответствии с ГОСТ 17.1.5.05-85 [2]. Взяты 7 проб из ландшафтных участков [3] на различ-

ном удалении от транспортных магистралей, в промежутке между МКАД и Воробьевыми горами (рис. 1). Отбиралось количество снега, необходимое для получения, после его таяния, раствора объемом 0,5 л.

Таблица 1

Содержание РЗЭ, Pt и Pd (мкг/кг) в твердой фазе снега и величины индикаторных соотношений

Показатель	Проба						
	1	2	3	4	5	6	7
La	286	178	249	238	35	82	84
Ce	604	366	542	514	17	171	176
Pr	72	43	64	62	2,3	20	20
Nd	284	165	256	241	8,7	79	82
Sm	54	30	48	46	1,6	15	15
Eu	13	6,3	11	11	0,32	3	3,4
Gd	42	21	37	35	1,3	11	12
Tb	8,2	3,9	6,4	6,1	0,15	3,3	2,1
Dy	42	22	37	35	0,9	11	12
Ho	8,3	4,5	7,3	6,9	0,17	2,2	2,4
Er	22	12	20	19	0,37	5,8	6,5
Tm	3,2	1,7	2,8	2,7	0,05	0,86	0,93
Yb	20	11	19	18	0,33	5,7	6,1
Lu	2,9	1,6	2,8	2,5	0,04	0,8	0,9
Σ Λν	1463	866	1303	1235	69	411	423
Eu/Sm	0,24	0,21	0,22	0,23	0,2	0,21	0,22
La/Yb	14	16	13	13	107	14	14
Pd	1	0,59	1,09	0,91	0,02	0,31	0,33
Pt	0,17	0,18	0,26	0,16	0,2	0,15	0,13
Pd/ Pt	5,9	3,3	4,2	5,7	0,1	2,1	2,5

Растопленный снег пропустили через целлюлозный фильтр (размер пор 0,45 мкм) для разделения жидкой и твердой фаз снега, применили методику кислотного разложения проб и произвели определение элементного состава методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (ИСП-МС) в аналитической лаборатории Института геологии рудных месторождений, петрографии, минералогии и геохимии Российской Академии наук (ИГЕМ РАН). В табл. 1 и 2 представлены данные о содержании РЗЭ, ЭПГ и тяжелых металлов в твердой фазе снега. Полученные значения концентраций исследуемых элементов в твердой фазе снега на несколько порядков выше, чем в талом растворе, что подтверждается данными ранее опубликованного исследования концентраций РЗЭ в снеге [1]. Установлены заметные изменения концентраций РЗЭ, ЭПГ и индикаторных соотношений элементов в твердой фракции (взвеси) снега. Суммарное содержание лантаноидов (∑Ln) меняется от 0,068 г/т до 1,463 г/т при отрицательном типе распределения и близких величинах отношений La/Yb (от 13 до 16) и Eu/Sm (от 0,22 до 0,25).

Выявлен тренд снижения концентраций ∑Ln и Pd в северо-восточном направлении от МКАД (рис. 2). Аналогичная тенденция снижения концентраций в пробах снега выявлена для тяжелых металлов и ряда токсичных элементов.

Данные о содержании тяжелых металлов не несут информации об источнике их поступления в природные объекты, поскольку они имеют более широкое природное (фоновое) и техногенное распространение. Учитывая это, вклад возможных источников в загрязнение территории оценить сложно, тогда как возможные источники техногенного поступления РЗЭ и ЭПГ можно идентифицировать с большей определенностью.

Таблица 2

Содержание металлов в твердой фазе снега, мкг/кг (н.п.о. – ниже предела обнаружения)

Элемент	Проба						
	1	2	3	4	5	6	7
Sc	100	30	90	80	10	20	20
Y	170	100	170	150	н.п.о.	50	60
V	1480	660	800	940	70	350	380
Cr	910	440	470	530	20	190	280
Mn	50	3830	2140	2890	90	1610	2050
Fe	53856	23152	43344	39890	1313	10317	13450
Co	270	130	170	190	н.п.о.	50	60
Ni	1310	570	610	520	310	310	420
Cu	1470	1010	1300	1500	70	470	1830
Zn	7230	4200	3830	4160	170	1550	2280
Mo	40	30	40	50	н.п.о.	10	20
Cd	10	11	6	6	1	2	3
Sb	8330	7570	12120	9090	2500	3790	3870
Tl	350	210	270	170	110	90	100
Pb	480	440	380	330	40	130	220

Исследуемая территория ПЗ «Долина реки Сетунь» находится в области влияния близлежащей промышленной зоны и пронизана автомагистралями с высокой транспортной нагрузкой, из которых наиболее крупной является МКАД. Загрязнение ее воздушного бассейна происходит за счет выбросов промышленных и транспортных объектов, расположенных в пределах и на соседних участках, а также от поступления масс загрязненного воздуха с прилегающих территорий. Господствующее направление ветра в г. Москве для данного сезона – юго-западное [4]. Это вполне согласуется с установленным трендом содержания РЗЭ и Pd. Одним из наиболее вероятных источников поступления РЗЭ и ЭПГ представляется автотранспорт, поскольку эти элементы являются компонентами катализатора дожигания выхлопных газов на подавляющем большинстве современных автомобилей. Повреждения катализатора, а также вынос частиц ЭПГ и РЗЭ с потоком выхлопных газов обуславливают попадание этих элементов в объекты окружающей среды – снеговые отложения [1]. Имеются данные по содержанию РЗЭ в различных присадках к топливу, дымовых газах теплоэлектростанций [5]. Техногенные РЗЭ поступают в атмосферу в виде аэрозолей, переносятся ветровыми потоками и выпадают вместе с осадками. Отметим, что к югу от природного заказника расположена теплоэлектростанция.

Кроме того, обращает на себя внимание минимальное содержание большинства элементов в пробе снега № 5, которая была отобрана в залесенной ложбине, т.е. в особых ландшафтно-геохимических условиях [3]. Вероятно, это определило ее существенную защищенность от ветрового разноса и соответствующую ей специфику, которая выражается в особенностях распределения РЗЭ и ЭПГ. Для нее свойственно резкое увеличение содержания La и значительное преобладание концентрации Pt над Pd (табл. 1), что весьма характерно для загрязнения окружающей среды, вызванное автотранспортом [1]. Вместе с тем, этот местный источник загрязнения территории заказника оказывает слабое влияние на его общий уровень (менее одного порядка) по сравнению с внешними. Присутствие Fe, Sb, Cr, V, Co и др. в твердой фазе снега и большой ареал их распространения позволяют предполагать, что, помимо автотранспорта, их источник находится за пределами заказника и, вероятно, связан с металлургическим производством. Промышленное использование Sb довольно ограничено, что позволяет сузить

круг возможных источников. Предприятия соответствующего профиля и с подветренной стороны расположены в Наро-Фоминском и Подольском районах Подмосковья.

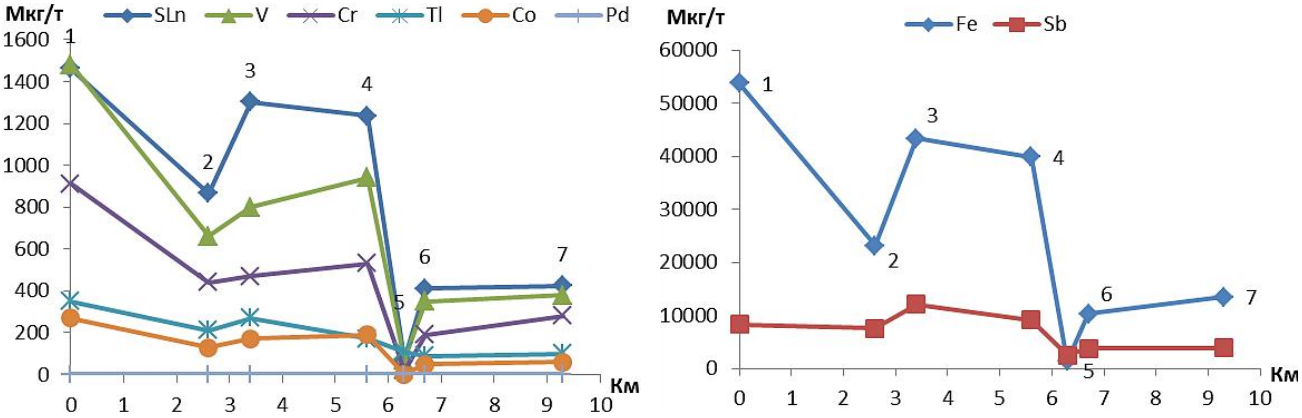


Рис. 2. Изменение концентраций элементов от МКАД в сторону центра

Таким образом, анализ данных о содержании и распределении РЗЭ, ЭПГ и тяжелых металлов в пробах снега позволяет оценить уровень сезонного эолового загрязнения территории заказника «Долина реки Сетунь» и выявить основные источники загрязнения. Определение концентраций РЗЭ и ЭПГ в экологических матрицах в этом районе ранее не проводилось, поэтому результаты исследования можно также рассматривать как часть общего мониторинга и оценки состояния особо охраняемой природной территории.

Литература

1. Винокуров С.Ф., Петренко Д.Б., Сычкова В.А., Тарасова Н.П. Распределение редкоземельных элементов в пробах снега – чувствительный показатель загрязнения окружающей среды // Доклады Академии Наук. 2014. Т. 456. № 3. С. 320-325.

2. ГОСТ 17.1.5.05-85. Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб поверхностных и морских вод, льда и атмосферных осадков. М.: Изд-во стандартов, 2007. 12 с.

3. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.: Высшая школа, 1975. 341 с.

4. Строительные нормы и правила: Строительная климатология: СНиП 23-01-99: Введ. 1.01.2000: Взамен СНиП 2.01.01-82. М.: Госстрой России, ГУП ЦПП, 2000. 57 с.

5. Зырянов В.В., Зырянов Д.В. Зола уноса – техногенное сырье. М.: ООО ИПЦ “Маска”, 2009. 320 с.

УДК 550.847

АТМОХИМИЧЕСКИЕ ПОИСКИ ПОДЗЕМНЫХ СКОПЛЕНИЙ УТЕРЯННЫХ НЕФТЕПРОДУКТОВ

Воробьев С.А.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: vsa46@mail.ru

Любое промышленное предприятие неизбежно является источником загрязнения окружающего пространства. Пыль, газы, сточные воды постоянно транспортируют в окружающую среду компоненты материалов используемых в производстве. На территориях, где расположены нефтедобывающие и нефтеперерабатывающие комплексы, почва и подземные воды постепенно загрязняются продуктами переработки нефти.

Главным загрязняющим компонентом являются сама нефть и продукты ее передела: бензин, керосин и др. Вытекая через трещины из трубопроводов и резервуаров для их хранения, проливаясь на землю при наливе цистерн и аварийных разливах, они просачиваются в землю до водоносного горизонта, постепенно заполняют поровое пространство над ним. Многие из них являются химически активными веществами, попадая в грунт и воду, изменяют физико-химические условия исходной среды и способствует переходу ряда химических элементов (барий, стронций, мышьяк и др.) в токсичные соединения. Нефтепродукты, излившиеся на землю, достигнув водоносного горизонта, далее мигрирует с подземными водами в сторону их конечной разгрузки. Известны случаи их возгорания на поверхности озер и прудов, удаленных более, чем на километр от мест их утечки.

Миграция нефти и продуктов ее передела в районе разлива зависит от ландшафта местности и состава грунтов. В зависимости от гидродинамического режима подземных вод на путях их миграции могут формироваться локальные скопления (линзы) нефтепродуктов. В ряде случаев они имеют объем в несколько тысяч кубических метров и могут рассматриваться, как вторичные локальные объекты добычи высококачественного углеводородного сырья, не требующего дополнительного передела. Малая глубина залегания линз делает рентабельной добычу нефтепродуктов из них и окупает затраты по восстановлению исходного состояния ландшафта загрязненной территории.

Наиболее простым решением поиска погребенных скоплений жидких углеводородов является бурение скважин до водоносного горизонта, удерживающим на себе жидкие нефтепродукты. Однако этот метод малоэффективен, т.к. изначально неизвестно, где находится искомый объект, а бурение по регулярной сети не всегда возможно и требует больших затрат. Для поиска подземных линз традиционно рекомендуются геофизические методы, успешно себя зарекомендовавшие при поисках месторождений углеводородного сырья в их первичном залегании. Но, как показала практика, эффективность их применения на территориях промышленных предприятий крайне низка. Техногенная нарушенность грунтов, наличие в них металлических конструкций и электрических кабелей создает экранирующие помехи и препятствует выделению геофизических аномалий над линзами нефтепродуктов.

К числу наиболее информативных показателей относятся углеводородные газы, имеющие тесную генетическую связь с нефтепродуктами и характеризующиеся высокой миграционной способностью. Над углеводородными линзами всегда существует газовый ореол рассеяния, образованный парами жидких нефтепродуктов и углеводородными газами. Часть из них в процессе движения, сорбируется частицами грунта, образуя ореолы в сорбированной фазе. Наличие ореолов над линзами жидких углеводородов позволяет ориентироваться на них при поисках подземных скоплений нефте-

продуктов. Одним из наиболее информативных методов является измерение содержаний углеводородных соединений в подземной атмосфере.

Выявление ореолов углеводородных газов над линзами проводится прямым измерением их содержания в подземной атмосфере. На точках наблюдения ручным способом бурится скважина глубиной до 1,5 м. На тяжелых грунтах возможно сочетание двух способов проходки скважин, верхняя часть выбуривается мотобуром, нижняя, где располагается газозаборная камера, – ручным снарядом. При механическом бурении за счет быстрого вращения шнека, стенки скважин могут сильно разогреваться, что приводит в термической деструкции содержащихся в грунте природных органических веществ и притоку в ствол скважины газообразных продуктов их разрушения, что при упущении этого эффекта, может привести появлению ложных аномалий. По окончанию бурения в ствол скважины помещается зонд-пробоотборник, изолирующий скважину от атмосферы, и после откачки воздуха, натекшего в ее ствол после подъема бурового снаряда, определяются содержания углеводородных газов.

Анализ выполняется газоанализаторами с фото-ионизационными детекторами, которые могут быть настроены на отдельные компоненты нефтеорганических соединений, одновременно с ними дополнительной аппаратурой определяются содержания кислорода и углекислого газа. Параллельно с проведением измерений отбираются пробы почвы для определения сорбированных ими углеводородов нефтяного ряда. Опробованию подлежит почвенный слой, являющийся аккумуляционным барьером препятствующим, выходу нефтеорганических соединений в приземную атмосферу. Сведения о спектре и содержаниях ароматических углеводородов позволяет оценить степень их биогенного преобразования, а суммарное содержание соединений нефтяного ряда позволяет оценить количество нефтепродуктов в приповерхностном слое земли и охарактеризовать интенсивность процессов газового ореолообразования. Вся полученная информация заносится в базу данных геоинформационной системы, и обрабатывается по комплексу программ, пространственного анализа геохимических полей.

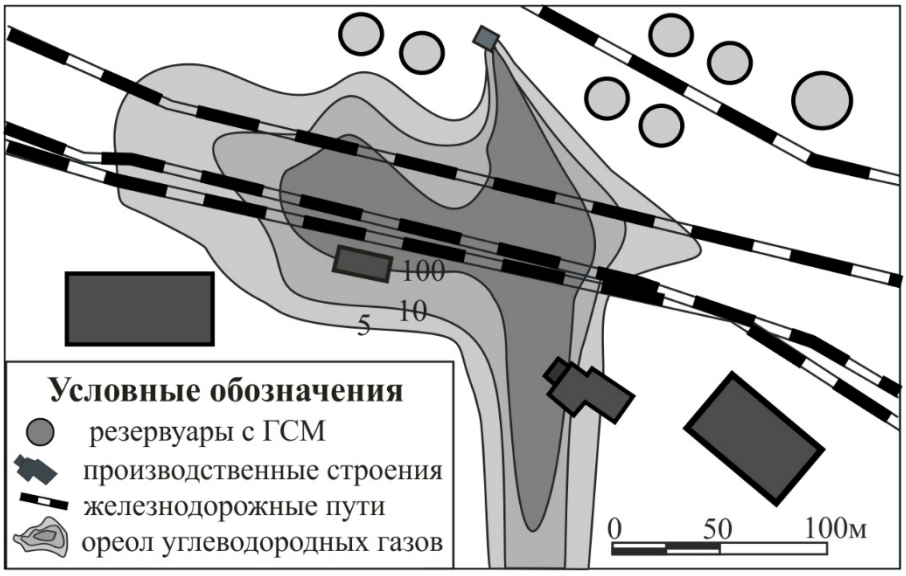


Рис. 1. Газовый ореол углеводородных газов на территории железнодорожного терминала по приему нефтепродуктов. Содержание газов в ppm

Сотрудниками геологического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова проведены исследования по изучению техногенных ореолов на территориях нефтеперерабатывающих предприятий, железнодорожных терминалов и складах ГСМ на объектах Министерства обороны в различных регионах России. На рис. 1 показан газовый ореол углеводородных газов на территории одного из железнодорожных терминалов по

приему жидких нефтепродуктов в Восточной Сибири. Максимальное содержание наблюдается в пункта откачки нефтепродуктов из цистерн и насосной станции.

Установлено, что формирование техногенных ореолов идет вдоль тока поземных вод. Содержание углеводородов в газовых ореолах над линзами нефтепродуктов многократно превышает аномальный уровень местного геохимического фона. Максимальное содержание метана в газовых аномалиях превышает 5000 ppm, при фоновых значениях 2 ppm. Содержание нефтепродуктов, сорбированных частицами грунта, варьирует от 10 до 500 мг/кг, при фоне менее 0,1 мг/кг. Бурение на выявленных ореолах позволило вскрыть подземные скопления утерянных нефтепродуктов.

УДК 504.04; 504.05

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ТЕХНОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НЕФТЕПРОМЫШЛЕННОГО ПРОИЗВОДСТВА НА ПРЕДГОРНО-ГОРНЫЕ ЛАНДШАФТЫ ЧЕЧЕНСКОЙ РЕСПУБЛИКИ

Гайрабеков У.Т.

Чеченский государственный университет, Грозный, e-mail: Gairabekov_u@mail.ru

Чеченский нефтедобывающий район формировался в уязвимых горных и предгорных ландшафтах, в течение длительного периода, что привело к образованию обширного и внутренне гетерогенного ареала воздействия нефтяного хозяйства на окружающие природные комплексы. Особо следует подчеркнуть учет фактора гористости региона, в котором осуществляется нефтедобыча, так как добыча нефти в горных и предгорных районах сопровождается глубокими изменениями в ландшафтной структуре, способствует деформации грунтов, смещению пластов, росту оползней и землетрясений. Разработка нефтяных месторождений, приуроченных к предгорным прогибам и межгорным впадинам, в течение длительного периода, способствовала формированию природно-техногенных ландшафтов на территории Чеченской Республики [1, 2].

Физико-географические условия освоения природной среды Чеченской Республики в целом и в аспекте нефтедобычи выражены в сложной дифференциации горных ландшафтов, контрастности физико-географических единиц высокого ранга, что связано с положением территории региона на стыке различных тектонических образований и разломов. Физико-географические особенности развития и воздействия нефтепромышленного производства проявляются, прежде всего, в концентрации в определенных ландшафтных единицах тех или иных объектов нефтедобычи, транспортировки, хранения и переработки. На региональном уровне месторождения нефти и газа приурочены к своеобразным "узлам" – местам физико-географических границ крупного ранга [3].

Таким образом, крупные нефтяные залежи на территории Чеченской Республики располагаются в непосредственной близости от активных зон тектонических разломов, где морфоструктурные условия играют исключительно важную роль в устойчивости залегания и условий разработки нефти. В свою очередь, это сказывается на техногенной трансформации природно-антропогенной среды региона [4].

Уникальность положения Чеченской Республики на стыке гор и предгорий, а также различных физико-географических стран и областей предъявляет особые требования к изучению динамики ландшафтов на региональном и локальном уровнях физико-географической дифференциации. Учитывая физико-географическую дифференциацию территории, а также геолого-тектонические особенности и условия залегания нефти, нами были выделены три основных физико-географических района: 1 – Притеречный – террас р. Терек с сухостепной и азональной пойменной растительностью (включая байрачные леса); 2 – Предгорных хребтов и межгорных впадин Терско-Сунженской возвышенности и Чеченской равнины, сложенных неогеновыми осадочными породами и четвертичными отложениями со степной и лесостепной растительностью; 3 – Черногорский – низкогорных хребтов, сложенных осадочными породами палеогена и неогена с широколиственными лесами и послелесной лесолуговой растительностью (рис. 1). Ведущим факторами становления и динамики составляющих этого геоэкологического каркаса за последние 100 лет стала антропогенная деятельность, связанная, прежде всего, с развитием нефтепромышленного производства. При этом необходимо отметить, что переработка нефти в Чеченской Республике в течение дли-

тельного периода осуществлялась с использованием низкотехнологичных схем утилизации отходов, что привело к массовому загрязнению природной среды.

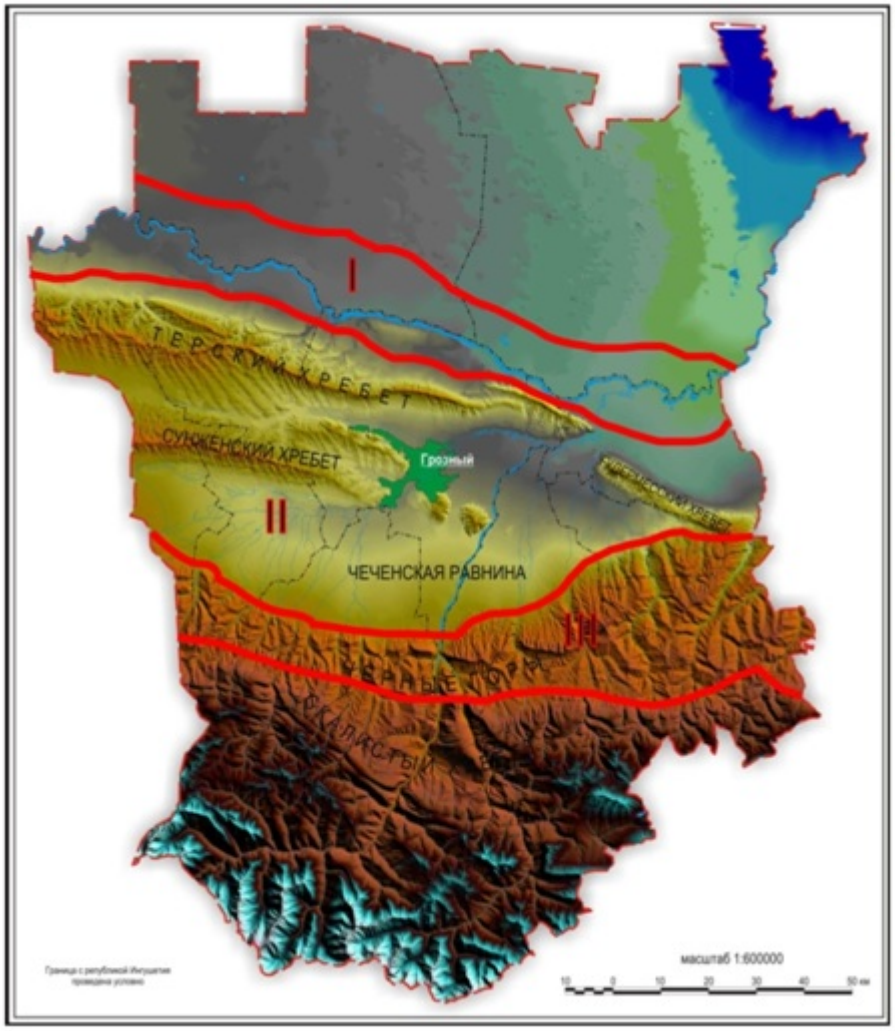


Рис. 1. Основные ареалы (зоны) Чеченской Республики, различающиеся по особенностям развития нефтяного комплекса и его воздействия на ландшафты

Развитие нефтепромышленного производства очень сильно сказалось на ландшафтах Чеченской Республики и особенно на урболандшафтах г. Грозного, где нефтеперерабатывающие и нефтехимические предприятия, нефтепроводы и нефтехранилища, эксплуатирующиеся в течение длительного периода, привели к сильному загрязнению геологической среды города.

Экологические последствия техногенного воздействия, связанного с добычей, транспортированием, хранением и переработкой нефти очень разнообразны по формам и степени опасности. Они охватывают всю территорию промыслов и выходят за ее пределы. Происходит перестройка структуры ландшафтов: формируются сложные комплексные аномалии – природно-техногенные системы, существенным образом отличающиеся по своим свойствам от исходных ландшафтов [5].

Эколого-геохимическое картографирование территории, проведенное по результатам полевых исследований 2001-2004 гг., и обработка материалов современной многозональной съемки с КС "LANDSAT"-7, позволили дать оценку экологической ситуации Чеченской республики, где приоритетным направлением стал учет воздействия объектов нефтяного комплекса.

Оценивая в целом эколого-геохимическую ситуацию можно отметить, что она довольно напряженная только в центральных частях республики, где были сосредоточе-

ны объекты нефтяного комплекса, а также на площадях старых нефтепромыслов, где в последние годы произошли многочисленные утечки нефти и аварии на нефтескважинах и нефтепроводах. Большую часть территории республики, не подверженную влиянию нефтяного комплекса, можно оценить как фоновую, с допустимым загрязнением.

По результатам комплексной оценки экологического состояния республики во всех населенных пунктах, где проводилось опробование почвогрунтов, было зафиксировано повышенное содержание в почвах углеводородов, Pb, Zn и других загрязняющих веществ.

Результаты аналитической обработки проб почв и грунтов на территории г. Грозный позволяют сделать вывод о том, что все аномалии здесь имеют техногенную природу и обусловлены выбросами промышленных предприятий и автотранспорта. Основными загрязняющими элементами является Pb, Zn, в меньшей мере Sb, Cd, Cu и Hg. Из органических соединений во многих местах зафиксированы повышенные содержания бенз(а)пирена и нефтепродуктов [6]. В продуктах горения, помимо разного рода органических соединений (диоксиды, бенз(а)пирен и др.) присутствуют тяжелые высокотоксичные металлы (Hg, Cd) и радиоактивные продукты (Rn).

Таким образом, развитие нефтяного комплекса в течение длительного периода привело к формированию новой экологической ситуации в республике, требующей всестороннего изучения и осуществления мероприятий по оптимизации природопользования. Многие важные закономерности физико-географической дифференциации на макроуровне, связанные с тектоническими и геоморфологическими факторами, стали более выпуклыми из-за долговременного воздействия объектов нефтяного комплекса.

Литература

1. Гайрабеков У.Т. Трансформация природно-антропогенной среды горного региона в зоне воздействия нефтяного комплекса // Глобальный научный потенциал. 2012. № 4 (13). С. 5-8.

2. Gairabekov U. Local and Regional Changes in Natural Complexes of the Chechen Republik Caused by Oil Production // Modern Applied Science. 2015. Vol. 9. №. 4. P. 78-84.

3. Gairabekov U.T., Gunja A.N., Bachaeva T.Kh. Physic-Geographic Factors of oil development in the Chechen Republic // American Journal of Environmental Sciences. 2014. 10 (6). P. 575-580.

4. Гайрабеков У.Т. Геоэкологические проблемы воздействия нефтяного хозяйства на природные комплексы Чеченской Республики // Успехи современного естествознания. 2014. № 5. С. 185-186.

5. Нефть и окружающая среда Калининградской области. Т. I. Суша / Под ред. Ю.С. Каджояна, Н.С. Касимова. М.-Калининград: Янтарный сказ, 2008. 360 с.

6. Гайрабеков У.Т., Усманов А.Х. Техногенная трансформация ландшафтной среды г. Грозный в связи с функционированием нефтяного комплекса // Перспективы науки. 2011. № 12 (27). С. 166-169.

УДК 502.57

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ СОСНЫ ОБЫКНОВЕННОЙ НА ПЕСЧАНЫХ МАССИВАХ ТЕРСКОГО БЕРЕГА БЕЛОГО МОРЯ

Глухова Е.В., Голубева Е.И.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: evglukhova@gmail.com, egolubeva@gmail.com

На Терском побережье Белого моря (южная часть Кольского полуострова), на легких песчаных почвах наблюдается процесс активного разрушения растительности и почвенного покрова. Образование здесь деградированных земель произошло в результате действия комплекса неблагоприятных природных факторов – легкий механический состав грунтов, сильные ветры, низкие температуры, и нерационального использования земель – вырубки лесов, пожаров, перевыпаса скота и т.п.

Исчезновение растительности на деградированных землях привело к нарушению водного и теплового баланса территории, изменении ветрового режима и, как следствие, развитию эрозии почв. Площади сформировавшихся песчаных массивов составляет более 20 тыс. га. Быстрое разрастание песчаных массивов на Терском побережье требовало проведения исследований деградированных земель для разработки и внедрения методов рекультивации и восстановления сосновых лесов в экстремальных природных условиях.

Рекультивация подвижных песков на побережье Белого моря началась в начале 1980-х годов Полярно-альпийским ботаническим садом-институтом КНЦ РАН и Терским лесхозом. За восьмилетний период экспериментальных работ было заложено 110 пробных площадей. На площади 5,8 га было высажено около 50 тыс. саженцев различных видов древесных и травянистых растений – фитомелиорантов [1]. Предварительные исследования показали, что на песках Терского побережья в качестве основной лесообразующей культуры при фитомелиорации надо использовать вид местной флоры – сосну обыкновенную лапландскую (*Pinus sylvestris L.*), степень приживаемости которой оказалась самой высокой по сравнению с другими видами.

Цель наших исследований – изучение состояния формирующихся в результате фитомелиорации на песках Терского берега экосистем, как показателя эффективности рекультивации.

Одной из главных задач являлось изучение особенностей микроклимата, характера рельефа, содержания элементов минерального питания в почве и расчет коэффициента биологического накопления сосной этих элементов в разновозрастных насаждениях.

В районе исследований преобладает бугристый рельеф, влияющий на температуры и влажность почвы, что отразилось в формировании сосновых сообществ. Так, на хорошо прогреваемых верхних частях бугров в условиях высокой воздухопроницаемости поверхности наблюдается лучшая приживаемость саженцев и формируются насаждения с высокой степенью сомкнутости. В понижениях негативное влияние на растения оказывает весеннее снеготаяние, что приводит к выживанию только отдельных особей.

Для характеристики почвенных условий наиболее показательными являются температура и влажность в корнеобитаемом слое [2], которые измерялись на глубине 10-15 см. Наибольшие значения температуры почвы в летний период зафиксированы на буграх, лишенных растительности, и составляют 21,9^{0}С. Разница в температурах между буграми и понижениями составляет в среднем 4 градуса. Зависимость температуры почвы от возраста насаждений оказалась следующей: минимальные значения отмечены в посадках двадцатилетнего возраста и составляют 18,5^{0}С, а максимальные –

в пятилетних насаждениях – 20,5^{0}С. Это связано с тем, что взрослые сомкнутые насаждения с высоким значением индекса индекса листовой поверхности (LAI) препятствуют сильному нагреву почвы в отличие от молодых разреженных посадок. Влажность почвы также зависит от рельефа и от возраста насаждений: минимальные значения составляют 2,5% в посадках пятилетнего возраста, а максимальные (8,7%) отмечены на буграх в двадцатилетних посадках. Надо отметить, что молодые сосны на буграх растут в 2-3 раза быстрее, чем в понижениях.

Большое значение в формировании посадок сосны имеют элементы минерального питания, содержащиеся в почве. При поступлении на поверхность почвы часть соединений поглощается, а часть перерабатывается в процессе биологического круговорота веществ [3]. Важным условием нормального роста насаждений является аккумуляция гумуса в почве [4] и на разных стадиях формирования сосновых сообществ обнаруживаются различия в его накоплении. Этот показатель растет с возрастом посадок: минимальные значения отмечены в пятилетних посадках сосны и составляют 1,2%, а максимальные – 4,3 % в двадцатилетних. Также наблюдается определенная закономерность изменения кислотности почвы с возрастом насаждений, она увеличивается от значений pH 7,8 до 4,5 в посадках двадцатилетнего возраста.

Содержание макро- и микроэлементов в почве, ответственных за рост и интенсивность фотосинтеза отразилось и на содержании их в хвое сосны. Количество марганца и цинка в хвое сосны меняется с возрастом как у деревьев, образующих группы, так и у отдельно растущих сосен незначительно. В то время как наблюдается четкая тенденция уменьшения содержания меди, азота, фосфора и калия в хвое с возрастом. Максимальные значения содержания меди составляют 3,3 мг/кг у деревьев пяти лет, а минимальные – 0,3 мг/кг у деревьев двадцати лет. Причем отмечается разница в содержании меди и фосфора в хвое сосны между деревьями, образующими группы, и отдельно растущими. Нами был посчитан коэффициент биологического накопления, результаты которого свидетельствуют о разной способности сосны к накоплению элементов питания (больше всего в хвое сосны накапливается цинк) и наблюдается уменьшение коэффициента биологического накопления всех элементов с возрастом насаждений.

Проведенные исследования позволили сделать следующие выводы:

1. Содержание элементов питания в почве практически одинаково на всех пробных площадях, что отражает идентичность условий произрастания. Однако, отмечается определенная зависимость в содержании элементов питания в хвое сосны от возраста и структуры насаждений – оно уменьшается с возрастом почти в два раза, что можно объяснить интенсивными процессами обмена веществ у молодых насаждений. У деревьев, растущих в группе значения концентрации элементов питания выше, чем у отдельно стоящих, что свидетельствует об их более эффективном росте.

2. В процессе формирования сосновых сообществ наблюдается накопление гумуса в почве т максимальные значения отмечены в сложившихся растительных сообществах двадцатилетнего возраста.

3. Изменения показателей, характеризующих состояние и развитие растительных сообществ при рекультивации на Терском побережье Белого моря позволили выделить три стадии формирования сосновых лесов.

Первая стадия – приживание сосновых насаждений. Она наступает с момента посадки и продолжается несколько лет, пока у сосны формируется корневая система и происходит адаптация к новым условиям обитания. У исследованных сосновых насаждений данная стадия наблюдается до пятилетнего возраста.

Вторая стадия – усиленный рост и формирование сообществ. У исследованных нами сосновых насаждений эта стадия наблюдается с пятилетнего до десяти – пятнадцатилетнего возраста.

Третья стадия – формирование сообществ, близких к естественным, для которой характерны сомкнутые насаждения. К этой стадии можно отнести сосновые насаждения пятнадцати – двадцатилетнего возраста, которые по всем показателям, приближаются к естественным, типичным для экстремальных условий Севера.

Литература

1. Казаков Л.А. Кузоменские пески. Мурманск, 2000. 120 с.

2. Ведрова Э.Ф. Влияние сосновых насаждений на свойства почвы. Новосибирск: Наука, 1980. 104 с.

3. Перельман А.И. Геохимия ландшафтов. М.: Высшая школа, 1975. 340 с.

4. Никонов В.В., Лукина Н.В. Биогеохимическая функция лесов на северном пределе их распространения. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1994. 315 с.

УДК 631.4

СОПРЯЖЕННЫЙ БИОГЕОХИМИЧЕСКИЙ МЕХАНИЗМ ФОРМИРОВАНИЯ ПУСТЫННОГО ЗАГАРА И ВЕЗИКУЛЯРНОГО ГОРИЗОНТА ПУСТЫННЫХ ПОЧВ

Голованов Д.Л.(1), Лебедева М.П.(2, 3), Шишков В.А.(3), Абросимов К.Н.(2)

(1) *МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: dm_golovanov@mail.ru*

(2) *Почвенный институт имени В.В. Докучаева, Москва, e-mail: m_verba@mail.ru; kv2@bk.ru*

(3) *Институт географии РАН, Москва, e-mail: vshishkov@yandex.ru*

Пустынный загар и пористый корковый горизонт – яркие морфологические признаки пустынных ландшафтов и, одновременно, общепризнанные диагностические признаки пустынного почвообразования, принятые в Международной реферативной базе почв в качестве квалификатора yermic (Aye) для выделения пустынных подгрупп в различных реферативных группах [1]. Во многих предложениях по совершенствованию Soil Taxonomy [2] предлагается дополнительно ввести vesicular horizon (эпипедон) (Av). Отмечается совместное присутствие щебнистой отмостки, которая считается защитным панцирем, способствующим сохранению пылеватой пустынной корки. Отсутствие пустынной отмостки – признак nudiyermic [1] – корка без панциря, исключение подчеркивающее правило.

Объектами исследования являлись поверхностные горизонты (отмостка и везикулярный) крайнеаридных почв в пустынях Мохаве (США) и Заалтайская Гоби (Монголия). В Мохаве изучались обломки с пустынным загаром из почв на трех наиболее древних подгорных равнинах (ранне–среднего плейстоценового возраста) без высшей растительности [3]: в районе горного массива Провиденс (Providence Mountains, разр. P-18, возраст 53–65 тыс. лет); на лавовом плато Сима (Cima Plato, разр. Sim, с возрастом извержения около 80 тыс. лет); в долине Панаминт (Panamint Valley, разр. RAN-28 возрастом 75–85 тыс. лет) с преобладанием в составе пролювиальных отложений обломков вулканогенных пород. В Гоби исследовали крайнеаридную почву (разр. 10), развитую на пролювиальных отложениях с большой примесью красноцветных мел-палеогеновых засоленных пород и расположенный на пологом склоне горного массива Цаган-Богдо (северный склон Гобийского Тянь-Шаня).

Методы исследования. Томографические исследования (на микротомографе Bruker SkyScan 1172) и изготовление шлифов выполнены в Почвенного институте им. В.В. Докучаева. Микроморфологические исследования проводили с использованием микроскопа Olympus BX51 с цифровой фотокамерой Olympus DP26; субмикроскопические с использованием сканирующего электронного микроскопа JEOL JSM-6610LV с сопряженной системой рентгеновского микроанализа INCA Energy - определения элементного состава новообразований и минералов, картирование элементов во всех зонах образцов, где морфологически угадывался поперечный срез загара на спиле пород с пленками.

Результаты и обсуждение. Микроскопические исследования поверхностных горизонтов и микрозондовый химический анализ пустынных загаров в крайнеаридных почвах, развитых на древних подгорных равнинах Мохаве и Заалтайская Гоби, выявили большой комплекс однотипных элементов микростроения. Везикулярные пустынные корки обогащены пылевато-глинистыми частицами как за счет эолового переноса и аккумуляции пылеватых частиц под щебнистой отмосткой, так, предположительно, и за счет процессов физического выветривания (в результате функционирования пролювиальные отложения в режиме нагревания-охлаждения, увлажнения иссушения становятся более пылеватыми, вторично окарбоначенными, иногда – засолен-

ными). Это способствует формированию газовой (везикулярной) пористости как за счет смещения гидрокарбонатно-кальциевого равновесия, так и за счет вытеснения сорбированного поверхностью минералов почвенного воздуха конденсационной влагой или атмосферными осадками – редкими летними ливнями. Количество влаги, попадающее на поверхность пустынных почв недостаточно для формирования потоков гравитационной влаги. Вода находится здесь в форме капиллярно-подвешенной, пленочной и гигроскопической (по А.А. Роде). Это приводит к тому, что механизм вертикальной дифференциации профиля обусловлен восходящими, а не нисходящими потоками. Для крайнеаридных почв Монголии отмечена климатически обусловленная солончаковость. Поэтому почвенные растворы пустынных почв представляют собой рассолы с повышенной долей сульфатов. Для пустынных почв резко окислительная обстановка считается господствующей [4]. И это справедливо для преобладающего по времени периода их существования в сухом состоянии. В то же время, в кратковременный период выпадения осадков создаются предпосылки для возникновения в корковом горизонте анаэробных (микроаэрофильных) условий. Это связано, на наш взгляд с комплексом причин: слабой водопроницаемостью коркового горизонта, низкой растворимостью кислорода в минерализованных почвенных растворах (практически рассолах) и тем более – в летнее время, когда поверхность почвы нагревается выше +60 – +70 ^{0}C. В этом случае микроорганизмы, окисляющие органическое вещество, вынуждены использовать в качестве акцептора электронов сульфаты почвенных растворов. Предполагавшиеся [5] восстановление железа и марганца в корковом горизонте было подтверждено прямыми наблюдениями на стеклах обрастания [6]. В то же время сульфат-редукция с промежуточным образованием FeS и MnS оставалась гипотетическим процессом.

Полученные нами данные по составу пленок загара в Мохаве и Гоби позволяет трактовать пустынный загар, как результат передвижения пленочной влаги с мобилизованными восстановленными формами железа и марганца (Fe^{2+}, Mn^{2+}) из коркового горизонта на поверхность пустынной отмостки. При этом сходство химического состава пустынного загара из изученных регионов не зависит от состава пород. Состав пленок загара оказался различен в зависимости от приуроченности пленок загара к микрорельефу на поверхности обломков. Если на дневной поверхности щебня из отмостки преобладают силикатно-железистые пленки загара, то в микроуглублениях обломков пород практически всегда присутствуют двухслойные пленки: в нижнем слое - с преобладанием марганца и повышенным содержанием бария, в верхнем слое – с преобладанием железа и накоплением титана. Соотношения между этими элементами являются достаточно устойчивыми и взаимосвязанными во всех образцах (табл.) и не зависят от состава породы, на которой сформировалась пленка. Мы считаем, что накопление в пленке пустынного загара бария является дополнительным аргументом в пользу сульфат-редукции как промежуточного этапа процесса криптоосолодения. Барий практически неподвижен в присутствии сульфатов, тогда как сульфид бария BaS легко растворим и слабо подвержен гидролизу. Барий вместе с марганцем в составе пленочной влаги перемещается на поверхность пустынной отмостки. Двухзарядный марганец, в отличие от железа, подвижен, в нейтральной-слабощелочной восстановительной обстановке, чем и обусловлен преимущественно черный цвет пустынного загара, преобладание в нем Mn над Fe. После частичного испарения влаги из коркового горизонта, окисление FeS и MnS приводит к образованию серной кислоты, снижению pH, обесцвечиванию околопорового пространства, миграции железа и титана, в частности, в составе пленочных растворов на поверхность пустынной отмостки. Контрастность геохимических обстановок при смене режимов увлажнения коркового горизонта приводит к разупорядичиванию структуры («аморфизации») слоистых алюмосиликатов ила.

Заключение. Полученные результаты позволяют рассматривать формирование пустынного загара и осветленного везикулярно-пористого горизонта пустынных почв в качестве взаимосвязанного гидрофизико-биогеохимического процесса, в котором ведущую роль играют движение пленочной влаги и взрывной микробиологический механизм. Слабая водопроницаемость коркового горизонта, низкая растворимость газов и, в частности кислорода, при высокой температуре в почвенных растворах-рассолах с участием сульфатов, приводят при ударной гидратации к запуску микробиологических процессов сульфат-, манганат и железо - редукции. Промежуточным этапом реакции становится образование сульфидов железа и марганца, вовлечение в миграцию ранее малоподвижного бария. Барий в ассоциации с марганцем в составе пленочной влаги, имеющей щелочную реакцию, подтягивается на поверхность иссушенной пустынной отмостки и соосаждается с гидроксидами марганца на кислородном барьере. Ассоциация железа и титана формируется при окислении сульфидов до сульфатов с локальным подкислением на второй стадии.

Таблица

Элементный состав однослойных пленок пустынного загара в Монголии и США на разных поверхностях обломков пород (микрозондовый анализ, мас. %)

Положение	Разрез	Пленка					Спил породы под кутаной				
		Fe	Mn	Ti	Si	Al	Fe	Mn	Ti	Si	Al
						Гоби (Монголия)					
Верх камня	10(1)*	3,69	0,72	0	21,34	4,24	3,38	0	0	32,93	3,00
	10(2)	5,07	0	0,26	18,41	6,22	1,36	0	0	27,75	10,23
	213(1)	4,21	0,84	0	18,94	4,21	2,10	0	0	35,83	2,43
	213(2)	2,49	1,82	0,22	21,76	5,56	1,37	0	0	34,87	6,20
	Лава 10(1)	3,91	0	0,39	19,09	7,00	5,63	0	0,16	22,09	6,76
	Лава 10(2)	2,82	0	0,69	15,37	3,73	5,36	0	0,26	20,12	6,35
Низ камня	10(1)	1,70	0	0,27	16,35	4,08	0,68	0	0	28,21	5,62
	10(2)	2,30	0	0,18	13,97	5,72	0,73	0	0,17	19,79	5,10
	213(1)	2,81	0	0,39	17,99	5,78	0,70	0	0	26,99	6,86
	213(2)	0,98	0	0,21	19,09	3,83	0,42	0	0	27,19	6,59
						Мохаве (США)					
Верх камня	Ran-28(1)	3,64	0,91	0,26	22,83	6,36	0	0	0	27,80	4,30
	Ran-28(2)	2,89	2,22	0,21	18,37	5,43	0	0	0	28,97	5,14
	Ran-28(3)	2,51	0	0,12	11,97	5,64	0	0	0	30,42	4,78
	Sim(1)	3,88	0,76	0,54	17,27	7,88	8,11	0	1,40	20,64	7,92
	Sim(2)	5,16	1,28	0,90	15,91	7,38	5,64	0	1,91	21,68	9,00
	Sim(3)	5,78	6,86	0,54	17,06	8,03	10,6	0	3,65	16,90	8,49
Низ камня	Ran-28(1)	3,16	0	0,19	16,70	5,40	0	0	0	27,80	4,30
	Ran-28(2)	2,70	0	0	24,72	6,64	0	0	0	28,97	5,14
	Ran-28(3)	2,42	0	0	23,18	7,20	0	0	0	30,42	4,78
	Sim(1)	4,9	0	0,85	18,90	10,16	7,19	0	1,91	19,72	10,11
	Sim(2)	5,51	0	0,86	18,33	9,55	9,23	0	3,59	14,18	6,60
	Sim(3)	3,87	0	0,30	14,86	8,11	10,73	0	3,7	17,33	8,70

* В скобках указаны точки опробования на одном камне

В корковом горизонте происходит формирование встречных локальных геохимических барьеров, аналогично тому, как это происходит в солодях [7]. Подобный процесс предлагается называть криптоосолодением. В некоторых случаях образование разных по составу пленок (марганцево-бариевых и железо-титановых) является полихронным процессом.

Исследования почв Мохаве (полевые, микро-и субмикроскопические) выполнены при финансовой поддержке гранта РНФ № 14-027-00133.

Литература

1. World Reference Base for Soil Resources. International Soil Classification System. IUSS/FAO. Rome, 2014. P.190

2. Turk K. J., Graham C.R. Distribution and properties of vesicular horizons in the Western United States // Pedology. 2011. V. 75(4). P. 1449-1461.

3. McDonald E. Informal soil field trip guide // INQUA project RAISIN workshop panamint valley. DRI. 2014. P.12.

4. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрея-2000, 1999.

5. Голованов Д.Л., Лебедева (Верба) М.П., Дорохова М.Ф., Слободкин А.И. Микроморфологическая и микробиологическая характеристика элементарных почвообразовательных процессов в пустынных почвах Монголии // Почвоведение. 2005. № 12. С. 1450-1460.

6. Lebedeva (Verba) M., Kutovaya O. Fabric of Topsoil Horizons in Aridic soils of Central Asia // Spanish J. Soil Sci. Lleida. 2013. V. 3. Iss. 3. P. 148-168.

7. Касимов Н.С. Геохимия ландшафтов зон разломов. М.: Изд-во МГУ, 1980. 120 с.

УДК 911.2(571, 517)

АНАЛИЗ ОСОБЕННОСТЕЙ ВОДНОЙ МИГРАЦИИ В СУБАРИДНЫХ РЕГИОНАХ НА ОСНОВЕ ДЕШИФРИРОВАНИЯ КОСМИЧЕСКИХ СНИМКОВ (НА ПРИМЕРЕ СУХОСТЕПНОГО КЛЮЧЕВОГО УЧАСТКА В БАССЕЙНЕ РЕКИ СЕЛЕНГИ)

Горбунова И.А., Герасимова М.И., Богданова М.Д.

МГУ имени М.В.Ломоносова, Москва,

e-mail: iagorb@mail.ru, maria.i.gerasimova@gmail.com, md-bogdavova@yandex.ru

Процессы перераспределения химических элементов и соединений в ландшафтах всегда находились в центре внимания геохимических исследований. Наиболее детально изучалась и изучается водная миграция, так как. в большинстве случаев она определяет геохимическую специфику той или иной территории [1].

Безусловно, в условиях гумидного климата и, вероятно, семигумидного (соответственно, таежно-лесной и лесостепной зонах), а также в особых позициях рельефа (западинах, наветренных склонах, ложбинах) главным и очевидным механизмом перераспределения вещества в ландшафтах оказывается водная миграция, предполагающая перенос химических элементов и соединений в растворах и суспензиях. В условиях аридного климата водная миграция имеет подчиненное значение, и на первое место выходит механическая: эоловая и гравитационная.

В качестве основного источника информации для оценок возможностей миграции были использованы космические снимки Google Earth, достоверность дешифрирования которых обеспечена «открытостью» территории с ее сухостепными и полупустынными ландшафтами. Материалы дешифрирования сопоставлялись с полевыми натурными наблюдениями авторов. Дополнительными источниками информации были топографические карты масштаба 1:300 000 и тематические карты более мелкого масштаба: геологическая, четвертичных отложений, растительности и почвенная.

Особенности миграции рассматривались на территории ключевого участка в бассейне р. Тола, правого притока Селенги (координаты $47^0$53’17’’–$47^0$05’24’’с.ш., $104^0$51’12’’–$106^0$18’06’’в.д.); средние абсолютные высоты колеблются от 1000 до 1200 м, иногда достигая 1400-1700 м; участок характеризует типичные сухостепные ландшафты. Он сложен протерозойскими метаморфическими сланцами и песчаниками, прорванными юрскими гранитными интрузиями, иногда с жилами кварцитов, выраженными в рельефе как островершинные хребты с частыми скальными выходами; на северо-востоке находится гранитный массив высотой до 1800 м [2]. Для большинства внедолинных почв также отмечается тонкий слой навеянного песчано-пылеватого материал на поверхности, что свидетельствует об активных эоловых процессах [3].

В отношении рельефа территория достаточно неоднородна: на правобережье распространены различно расчлененные низкогорья с крутыми каменистыми склонами преимущественно южной экспозиции, а на левом берегу преобладают менее расчлененные низкогорные останцовые возвышенности, как правило, с пологими склонами, перекрытыми песчано-пылеватыми эоловыми отложениями.

По данным метеостанции Улан-Батор годовая сумма атмосферных осадков составляет 214 мм; на летний период приходится 60-90%, и они имеют, как правило, ливневой характер.

Растительный покров ключевого участка однороден: большая часть представляет собой пустынно-степные петрофитно-разнотравно-тырсовые степи, ближе к реке господствуют тырсово-мелкодерновинно-злаково-карагановые и тырсово-карагановые степи, сильно нарушенные выпасом на маломощных щебнистых каштановых почвах [4, 5, 6]. На северо-востоке в пределах заповедника Хустай на высотах 1400-1700 м имеет-

ся участок экспозиционной лесостепи, представленной разреженными лиственничниками с березой на склонах северной экспозиции и разнотравно-осоково-мелкодерновинно-злаковыми луговыми степями на южных склонах. В долинах появляются солянки на солончаках, а пойма реки занята луговыми и лугово-болотными сообществами с ивняками на аллювиальных глееватых почвах.

Анализ космических снимков ключевого участка показал, что кроме реки Тола, более или менее крупные водотоки отсутствуют, хотя на склонах хребтов и в долинах встречаются русла временных водотоков. Они хорошо дешифрируются по зеленому цвету растительности, и чаще, по белесому оттенку сухих русел. Глубина вреза может достигать двух метров, а ширина 5-6 м. По-видимому, весной – в начале лета формируются водные потоки, которые вызывают линейную эрозию; они часто достигают конечного звена – поймы Толы или теряются в пролювиальных отложениях конусов выноса, которые перекрывают практически все ее террасы. Конуса выноса настолько активны, что иногда оттесняют внешние меандры реки, образуя полукруглые лопасти, наложенные на пойму.

Летние ливневые осадки, вызывающие линейную эрозию, способствуют миграции с временными водными потоками не только растворенных веществ, но и суспензий и даже обломков пород. Именно они формируют достаточно большие по площади конуса выноса. Постоянные водотоки по эрозионным врезам, за редким исключением, летом отсутствуют.

Таким образом, водная миграция вещества на рассматриваемой территории носит явно сезонный и локальный характер.

Особая ситуация складывается на правом берегу Толы, где протягивается субширотный тектонический разлом, ясно читающийся на космическом снимке в виде прямой темной линии с многочисленными зелеными точками родников. Специфика геохимических ландшафтов разломных зон Северного Казахстана была рассмотрена Н.С. Касимовым, отмечавшим формирование солончаков и солонцов в зонах разгрузки трещинных вод, а также ожелезнение и омарганцевание почв и пород [7]. От разломных родников вниз по склону отходят тонкие зеленые и белесые полосы постоянных или временных водотоков, часть которых достигает поймы. Таким образом, разломные родники функционируют как факторы водной миграции, дальнейшая судьба которой зависит от характера отложений.

Так, на склонах с относительно мощным мелкоземисто-щебнистым пылеватым слоем на поверхности, родниковые воды теряются в рыхлых отложениях, в том числе эоловых, и не оказывают существенного влияния на формирование поверхностного стока. Русла таких временных родниковых водотоков на снимке белесые, очень короткие. На склонах, сложенных суглинистыми и глинистыми отложениями, мелкие постоянные водотоки от родников имеют вид длинных зеленых линий, которые сливаются и достигают поймы Толы непосредственно или по конусам выноса. Формирование таких постоянных русел приводит к образованию специфического рельефа – причудливых округло-древовидных (с особым ветвистым рисунком) форм. По днищам водотоков отчетливо прослеживаются выцветы солей в виде многочисленных белесых пятен и полос. Это свидетельствует о том, что воды родников могут поставлять в ландшафт легкорастворимые соли, или способствовать их концентрации на поверхности за счет размыва засоленных глин. На контакте с поймой формируется ветвистая сеть коротких, но частых водотоков, которые имеют постоянный характер, судя по ясно выраженному зеленому цвету. Можно предположить, что родниковые воды фильтруются в пролювиальные отложения и выклиниваются на бровке террасы или высокой поймы, разгружаясь в русло Толы. На склонах с маломощным рыхлым чехлом, родниковые воды образуют субпараллельные линейные формы, узнаваемые по растительности; они

тоже практически достигают поймы реки, и местами характеризуются белесоватыми выцветами.

Таким образом, на этих своеобразных склонах правого борта долины на востоке ключевого участка роль водной миграции несравненно больше, чем в его остальной части благодаря разломным родникам, преобладанию суглинистых пород на поверхности и достаточной крутизне склона. Можно предположить, что воды родников минерализованы. Залегающие на поверхности породы также засолены, что видно на космических снимках по белесым пятнам выцветов. В результате, водные миграционные потоки содержат соли разного генезиса: литогенные и эндогенные.

Проведенный анализ позволяет констатировать, что относительно постоянные процессы водной миграции на ключевом участке протекают только в долине реки и местах разгрузки трещинно-поровых вод по разлому. Проявления водной миграции от разломных родников связаны с особенностями слагающих территорию пород, они носят исключительно локальный характер и, следовательно, не объясняют всей специфики ландшафтов, где среди современных миграционных процессов господствуют эоловые.

Литература

1. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.:Астрея-2000, 1999. 768 с.

2. Геологическая карта Монгольской Народной Республики. масштаб 1:1,5 млн. Гл. ред. Н.А.Маринов. М.: ГУГК, 1972.

3. Чичагов В.П. Эоловый рельеф Восточной Монголии. М.: Наука, 1999. 270 с.

4. Экосистемы бассейна Селенги. М.: Наука, 2005. 359 с.

5. Карта растительности Монгольской Народной Республики, масштаб 1:1,5 млн. Под ред. Е.М. Лавренко. М.: ГУГК, 1979.

6. Почвенная карта МНР, масштаб 1:2,5 млн. М.: ГУГК, 1980.

7. Касимов Н.С. Геохимия ландшафтов зон разломов. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1980. 119 с.

УДК 550.424:632.15

МИГРАЦИЯ ПОЛЛЮТАНТОВ И ДИФФЕРЕНЦИРУЮЩАЯ ФУНКЦИЯ ГЕОХИМИЧЕСКИХ БАРЬЕРОВ В УСЛОВИЯХ АТМОСФЕРНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ СТЕПЕЙ

Давыдова Н.Д.

Институт географии СО РАН, Иркутск, e-mail: davydova@irigs.irk.ru

Антропогенная деятельность на земной поверхности рассматривается как мощный фактор ее преобразования. Одна из причин геохимического изменения геосферы – нарастание потоков загрязняющих веществ, поступающих в атмосферу в результате промышленного развития. В первую очередь это представляет особую опасность на локальном уровне (вблизи источников эмиссий), где загрязнение компонентов природной среды в десятки и сотни раз выше фона, прослеживается далеко за пределами санитарных зон, образуя техногенные геохимические аномалии. В классификации, предложенной А.И. Перельманом [1] по размерам выделяется три типа геохимических аномалий: глобальные, региональные, локальные. Формирование техногенных геохимических аномалий в условиях поступления веществ от стационарного источника, их величина, контрастность и мощность зависят от уровня техногенных нагрузок, условий рассеяния веществ, самоочищающей способности геосистем и времени воздействия поллютантов. Наиболее опасными источниками загрязняющих веществ, считаются предприятия черной и цветной металлургии, теплоэнергетики, химической и нефтеперерабатывающей промышленности.

Важная роль в образовании техногенных аномалий отводится геохимическим барьерам. Такое понятие, как геохимический барьер, стало одной из методологических основ при изучении геохимических аномалий различной природы. Большое внимание в своих трудах, теории формирования и механизмам действия геохимических барьеров в зоне гипергенеза уделял А.И. Перельман [2, 3, 4]. Ценным достижением является его классификация геохимических барьеров, представленная в виде универсальной матричной схемы типов концентрации элементов, где по оси ординат расположены классы барьеров, а по оси абсцисс – химический состав вод, контактирующих с барьером. В точке их векторного пересечения указаны типы ассоциаций химических элементов, теряющих скорость миграции или осаждающиеся на барьерах. Эта схема находит широкое применение в решении вопросов миграции и концентрации химических элементов в различных условиях.

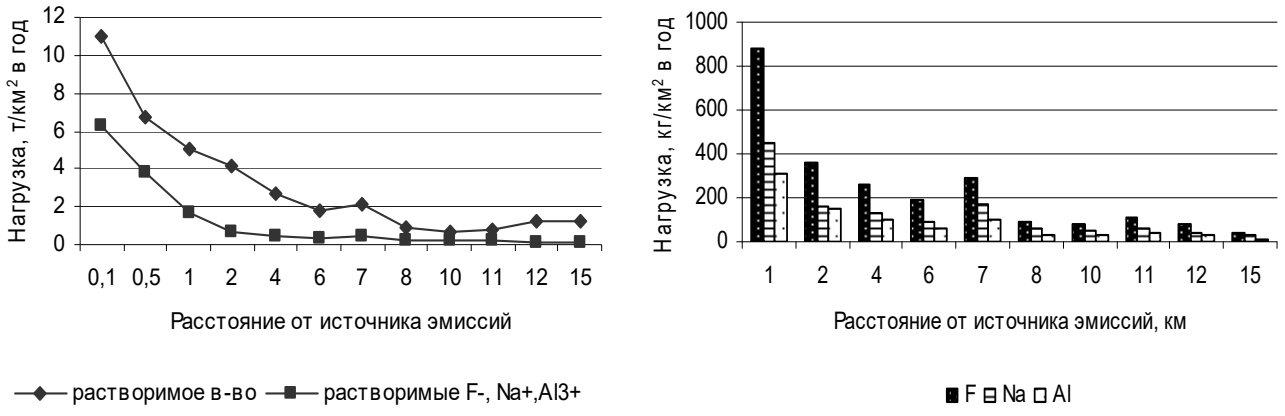
Верхняя часть зоны гипергенеза – генетические горизонты почв, как в природных, так и в техногенных условиях выступают в качестве многослойного фильтра. Каждый слой имеет моно- или полифункциональные свойства – сорбционные, кислотные, щелочные и др., поэтому почва также рассматривается как система геохимических барьеров [5].

Особое значение теория геохимических барьеров приобретает при изучении процессов миграции и аккумуляции веществ в условиях техногенеза, так как геохимические барьеры контролируют скорость миграции веществ, привнесенных в ландшафты с техногенными потоками, определяют самоочищающую способность природных систем и их устойчивость.

Исследования проводились на территории юга Минусинской котловины в зоне воздействия пылегазовых эмиссий Саяногорского и Хакасского алюминиевых заводов, выпускающим в год более 800 тыс. т алюминия. Работы велись методом ландшафтно-геохимического профилирования на двух ключевых участках: первый протяженностью 12-15 км заложен в северо-северо-восточном направлении от источника эмиссий, вто-

рой в 8 км к западу протяженностью 3 км, который сечет периферийную часть зоны загрязнения с севера на юг.

В условиях атмосферного загрязнения различаются два миграционных потока веществ, первичный, связанный с воздушной миграцией и вторичный обусловленный водной и биогенной миграцией [6]. Первичный поток контролируется, прежде всего, направлением и скоростью ветра, а также рельефом местности, высотой и густотой растительного покрова, выступающих в качестве механических барьеров. Лучше это диагностируется не по содержанию элементов в снеге, а при определении их нагрузок. В большей степени дифференцирующая роль рельефа проявляется в отношении растворимой части аэрального потока веществ (рис. 1). Повышенная масса их выпадений отмечается на вершинных поверхностях увалов (рис. 1а, профиль 1 – 7 км) и наветренных склонах (12 км). В ветровой тени (8, 10 км), как правило, их количество снижено. Среди элементов-загрязнителей такому распределению в большей мере подвержен фтор по сравнению с алюминием и натрием (рис. 1б). Менее выражена указанная закономерность при распределении в пространстве малорастворимого вещества. Хотя количественно оно преобладает над растворимым веществом, но распространяется на меньшее расстояние, так как не охватывает контрастные формы рельефа и на периферии к нему привносится мелкозем с пахотных угодий.



а б

Рис. 1. Нагрузки растворимых техногенных веществ: а – суммарные, б – отдельных элементов

Вторичный поток в свою очередь делится на латеральный и радиальный потоки, скорость которых, кроме рельефа, в значительной мере обусловлена почвенно-геохимическими барьерами. Проследим это на примере приоритетного элемента-загрязнителя – фтора. К числу основных факторов, создающих геохимические барьеры и оказывающие влияние на миграционную способность фтора, относятся кислотно-щелочные условия, содержание гумуса, кальция, железа, алюминия, гранулометрический состав (содержание илистой фракции и физической глины). Миграция элементов зависит от их химических свойств, способности давать летучие соединения, растворяться в воде или осаждаться. По химическим свойствам фтор близок хлору, но в природных условиях он менее подвижен, так как легко образует малорастворимое соединение с кальцием (CaF_2), что не характерно для хлора. Особенно это актуально для степей, где кальций является типоморфным элементом-диктатором, который способствует накоплению фтора, как в растворимой, так и малорастворимой форме. Вследствие его способности с одной стороны создавать щелочные условия, в которых фтор легко переходит в подвижную ионную форму, а с другой стороны способствует его осаждению. Обработка почвы раствором 0,1 н HCl предположительно разрушающей связь фтора с кальцием показала, что наибольшее количество фтора в декальцинате, которое

близко к его общему количеству приурочено к слою 50-60 см текстурно-карбонатного чернозема (профиль 1 – 7 км), содержащего максимальное количество валового кальция (до 20%). В данном случае практически все имеющееся в в карбонатном горизонте количество этого элемента было связано с кальцием. Хотя фторид кальция и считается малорастворимым в воде веществом (16 мг/дм^3) в отношении экологии это не так уж мало. В опытах при концентрации 5 мг/дм^3 было отмечено угнетающее действие фторид-ионов на нитрофицирующую способность черноземов обыкновенных [7] и на стерильность снеговой воды в 5-ти километровой зоне воздействия пылегазовых эмиссий Братского алюминиевого завода по реакции жить и развиваться желто-зеленой водоросли *Botridiopsis arhiza Borzi*. Исследования показывают, что карбонатный кальциевый барьер в какой-то степени проницаем для фтора и при выпадении атмосферных осадков, он имеет возможность мигрировать на глубину промачивания почвы. Такие ситуации существуют, так как повышенное содержание поллютанта обнаружено в карбонатных корочках и натеках на нижней стороне обломочного материала, валунов и гальки, а также в горизонтах, обогащенных растворимыми солями, в том числе с участием натрия и алюминия.

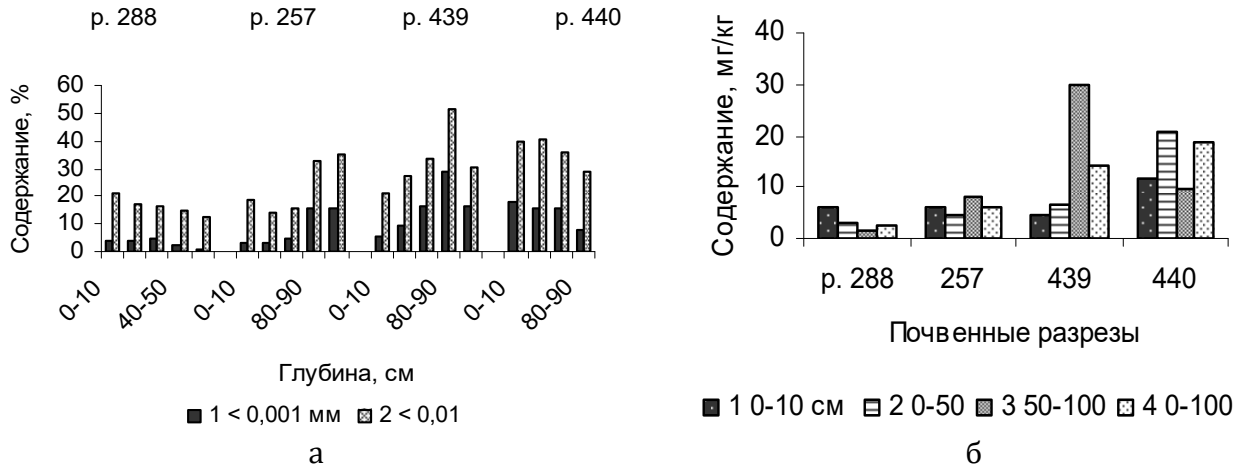


Рис. 2. Распределение фракций мелкозема (а) и водорастворимого фтора (б) в почвах южного склона увала, расположенного в 8 км к западу от заводов: а – фракции мелкозема (1 – < 0,001 мм, 2 – < 0,01 мм); б – фтор в слое почв (1 – 0-10, 2 – 0-50, 3 – 50-100, 4 – 0-100 см)

Установлено существенное влияние гранулометрического состава, на содержание валовой и подвижной форм фтора в распределении по генетическим горизонтам почв (рис. 2, профиль 2). Если при первичном распределении техногенное вещество имеет тенденцию к накоплению на вершинах и наветренных склонах, то при латеральном и радиальном распределении эффект может иметь противоположную направленность особенно при малых техногенных нагрузках и малом содержании физической глины и ила. Почва вершинной поверхности (рис. 2, р. 288), имеющая супесчаный состав (10-20% частиц менее 0,01 мм) содержит наименьшее количество фтора. С увеличением тяжелых фракций мелкозема от вершины к подножию склона усиливается и аккумуляция поллютанта. В целом, распределение водорастворимого фтора в почвах геохимически сопряженного ряда в значительной мере согласуется с распределением тонких фракций мелкозема. Постепенно фтор переходит в малоподвижные соединения, что прослеживается по увеличению валовой формы элемента. Так со временем формируются техногенные геохимические аномалии, скорость формирования которых в условиях степи определяется нагрузками, рельефом местности, наличием геохимических барьеров и недостаточным увлажнением. При поступлении большого количества пол-

лютантов и суглинистого состава почв первичные потоки могут преобладать над вторичными потоками и тогда в геохимических аномалиях ландшафты вершинных поверхностей оказываются более загрязненными.

Литература

1. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.: Высшая школа, 1975. 341 с.

2. Перельман А.И. Геохимия элементов в зоне гипергенеза. М.: Недра, 1972. 288 с.

3. Перельман А.И. Геохимия. М.: Высшая школа, 1989. 528 с.

4. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: «Астрея-2000», 1999. 763 с.

5. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М.: Высшая школа, 1988. 328 с.

6. Давыдова Н.Д., Знаменская Т.И., Лопаткин Д.А. Ландшафтно-геохимический подход в решении проблем загрязнения природной среды // Сибирский экологический журнал. 2014. № 3. С. 449-458.

7. Сергиенко Л.И. Гигиеническое регламентирование валового и усвояемого фтора в почве // Гигиена и санитария. 1985. №11. С. 78-79.

УДК: 631.459

ЭРОЗИЯ ПОЧВ НА ТЕРРИТОРИИ АГРОЛАНДШАФТА И ЕЕ ВЛИЯНИЯ НА МИГРАЦИЮ ХИМИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ

Демидов В.В., Мушаева Т.И.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: vdem@rambler.ru

Эрозия почвы, вызываемая талыми водами, отличается большей продолжительностью, но меньше выражена, чем ливневая. Потери почвы от эрозии составляют чаще всего несколько тонн с гектара в год [1].

Эрозионные процессы при снеготаянии проявляется тогда, когда почва не защищена растительностью, находится в мерзлом состоянии или имеет низкую водопроницаемость. Смыв происходит, в основном, в местах движения концентрированных потоков талой воды по освободившейся из-под снега почве, главным образом, в результате разницы температур между воздухом, водой и почвой.

Существует еще один важный аспект негативного проявления водной эрозии. Твердый сток и растворенные в поверхностном стоке химические вещества, представленные остатками удобрений, ядохимикатов и других химических веществ, являются сильным и постоянно действующим источником загрязнения речных вод и донных отложений [2].

Цель настоящих исследований состояла в оценке закономерностей проявления эрозионных процессов на территории водосборного бассейна малой реки и влиянии поступающих со смытой почвой и поверхностным стоком химических веществ на качество речных вод в период весеннего снеготаяния.

Экспериментальный водосбор р. Любожихи правого притока реки Оки расположен на юге Московской области вблизи г. Пущино. Площадь до створа наблюдений – 18,9 км^2, из которых на долю пашни приходится 9,9 км^2, лес – 7,1 км^2. Остальные 1,9 км^2 находятся под лугами, балками, лощинами, оврагами, дорогами, постройками и т.д.

Данный бассейн является характерным для правобережья р. Оки, как по геологическому строению, наличию овражно-балочной сети, лесистости, сельскохозяйственному освоению территории, так и по почвам и является типичным лесоаграрным ландшафтом [3, 4].

Почвенный покров территории водосборного бассейна р. Любожихи представлен серыми лесными почвами среднесуглинистого и тяжелосуглинистого гранулометрического состава, которые подразделяются на 2 подтипа: серые лесные и темно-серые лесные. Более половины общей площади территории изучаемого бассейна занимают серые лесные средне- и тяжелосуглинистые почвы на покровных суглинках. В результате многовековой распашки серых лесных почв и проявления на этой территории достаточно высоких темпов эрозионных процессов темно-серые лесные почвы подверглись деградации и разрушению. Склоновые эрозионные процессы способствовали формированию неоднородности почвенного покрова с формированием серых лесных почв разной степени смытости и намытости. Площади таких почв занимает около 27% территории водосбора. Кроме того, характерной особенностью серых лесных почв данного района является наличие в них второго гумусового горизонта [5].

Наблюдения и учет жидкого и твердого (взвешенные наносы) стока проводился с помощью трапецеидального водослива, установленного, в замыкающем створе водосбора. Регистрация высоты водного потока на водосливе проводилась при помощи автоматизированной системы ISCO-6700 с модулем ISCO-730. Данная система также позволяет производить в заданном временном режиме отбор 24 литровые пробы для определения химического состава воды и содержания в ней почвенного материала.

Определение содержания химических элементов в воде и смываемой почве проводилось по общепринятым методикам.

В период весеннего снеготаяния в наших исследованиях в первую очередь уделялось внимание основным показателям формирования поверхностного стока и определяющих процессы паводкового стока в речной системе.

Одним из показателей, определяющих величины поверхностного стока являются запасы воды в снеге. Результаты наблюдений за высотой снежного покрова и запасами воды в нем перед снеготаянием за четырех летний период показали, что средняя высота снежного покрова колебалась от 19 см в лесу до 40 см на прочих территориях. Запасы воды в снеге на водосборной территории с учетом выпадения осадков за период формирования поверхностного стока вариировали в годы исследований от 83,6 мм до 123,0 мм.

Продолжительность половодья зависила от общей ситуации, складывающейся на территории водосборного бассейна и колебалась от 22 до 45 суток.

Наблюдения, проведенные за стоком паводковых вод, показал, что наименьший расход во все годы наблюдений составил 0,03 $м^3/с$ и отмечался в начале снеготаяния, а максимум – в пики половодья (1,40 $м^3/с$). За период исследований коэффициент стока колебался 0,11 до 0,48.

Наблюдения за смывом почвы (взвешенные наносы) показали, что содержание взвешенных наносов зависит от объема стока и временного периода снеготаяния. Во все годы исследований наибольшее содержание взвешенных частиц наблюдалось в конечный период формирования поверхностного стока на водосборной территории. В этот период отмечается максимальное освобождение поверхности почвы от снега. Вместе с водой по нашим расчетам с водосборной территории выносилось 832 000 кг только взвешенных наносов, что составляет 442 кг/га. Естественно, что большая часть смытого почвенного материала не доходит до реки, отлагаясь в аккумулятивных элементах рельефа. Казалось бы, что 442 кг/га является небольшой величиной, не превышающей скорость почвообразования, и нет ни каких опасений. Тем не менее, это средняя величина для всей территории бассейна. Эрозионные же процессы идут, как правило, на землях, интенсивно используемых в сельскохозяйственном производстве. Исходя из этого, смыв почвы с пашни в среднем составляет 838 кг/га. Это только взвешенных наносов не считая той почвы, которая отложилась в местах ее аккумуляции.

Наблюдения за содержанием большинства химических веществ в воде весеннего половодья, во многом объясняется динамикой жидкого поверхностного стока, формирующегося на водосборной территории. По содержанию анионов в составе речных вод гидрокарбонаты занимают первое место. В период паводка наблюдается обогащение паводковых вод сульфатами за счет их выноса из почвы поверхностно-склоновыми и почвенно-грунтовыми водами. Наблюдения показали, что максимальные концентрации химических веществ в паводковых водах за период половодья составили следующие величины: HCO_3^- – 146,0 мг/л, Ca^{2+} – 52,3, SO_4^{2-} – 27,1, Cl^- – 19,9, Mg^{2+} – 10,2, K^+ – 2,7, Na^+ – 5,6, $N\text{-}NO_3^-$ – 2,2 и $N\text{-}NH_4^+$ – 0,35 и P_2O_5 – 0,2 мг/л. Причем максимальные концентрации этих элементов наблюдаются при минимальных расходах паводковых вод. Наиболее низкое содержание хлора в речной воде было отмечено в период интенсивного таяния снега. Учитывая, что содержание хлора в серых лесных почвах не превышает 1-2 мг/100 г, таким образом, можно предположить дополнительное его поступление в результате разложения растительных остатков в осенне-зимний период. Довольно высокое содержание магния в реке связано с наличием в четвертичных отложениях монтмориллонитовых глин, а также доломитизированных известняков, в которых происходит выщелачивание ионов магния.

За период исследований с паводковыми водами выносилось достаточно большое количество химических веществ. В среднем за 4 года всего было вынесено: карбонат-

иона – 28,5, кальций-иона – 8,20, сульфат-иона – 5,36 кг/га, вынос других элементов был незначительным или минимальным.

Кислотность паводковых вод зависела от величины pH снеговых вод и объема поверхностного стока. При увеличении объема стока показатель pH изменялся от слабощелочного (8,2–8,7) к нейтральному (7,1–7,3).

Литература

1. Заславский М.Н. Эрозиоведение. М.: Высшая школа, 1983. 320 с.

2. Керженцев А.С., Майснер Р., Демидов В.В. и др. Моделирование эрозионных процессов на территории малого водосборного бассейна. М.: Наука, 2006. 224 с.

3. Смирнова Е.Д. Физико-географическое районирование Московской области // Земледелие. 1963. Т.6(46). С.82-89.

4. Атлас Московской области масштаба 1:100 000, 2-е изд. М.: Изд-во АСТ-Пресс, Картография, Роскартография. 2003.

5. Алифанов В.М. Палеокриогенез и современное почвообразование. Пущино: ОНТИ ПНЦ РАН, 1995. 318 с.

УДК 549.01:550.72:546.791:553.068.1

НИНГИОИТ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ БИОГЕННОГО ГЕНЕЗИСА УРАНОВЫХ ЧЕРНЕЙ

Дойникова О.А.
ИГЕМ РАН, Москва, e-mail: doa@igem.ru

Фундаментальное понятие геохимии «геохимические барьеры», сформулированное А.И. Перельманом, опирается на сходство процессов концентрирования элементов: накопления в ландшафтах и рудообразования в водных растворах. «Окислительно-восстановительная зональность в почвах является моделью более грандиозных процессов, протекающих в других биокосных системах…». Учение о геохимии ландшафтов Б.Б. Полынова, основанное на воззрениях В.И. Вернадского, А.Е. Ферсмана, В.М. Гольдшмита, расширено и детально разработано его учениками А.И. Перельманом и М.А. Глазовской в самостоятельное научное направление, «позволяющее анализировать многие процессы, протекающие в корах выветривания, артезианских бассейнах и других системах» [1].

Вопрос об участии живых организмов в процессах рудогенеза и, в частности, уранового рудообразования все чаще привлекает внимание геологов-рудников и заставляет обращаться к представлениям о важнейшей роли живого вещества в геологических процессах земной коры и основополагающим работам А.И. Перельмана. За последние десятилетия твердо установлено активное участие микроорганизмов практически во всех геологических процессах, формирующих осадочный чехол планеты; показана бактериальная природа ряда месторождений Fe, Mn, Au, Cu, и U-руд в песчаниковых ролловых месторождениях [2 и др.].

Важная роль микроорганизмов в образовании восстановительных геохимических барьеров, локализующих накопление урана, впервые выявленная А.К. Лисициным [3], лежит в основе классических взглядов на образование инфильтрационных месторождений [4 и др.].

Геомикробиологические исследования показывают высвобождение широкого ряда металлов в процессах биовыщелачивания; микробно катализируемые redox процессы в земной коре могут формировать рудное обогащение металлом. В классических гипергенных системах, где выветривание стимулируется микробной деятельностью, ролловые залежи урана рассматриваются как латеральное развитие от аэробного выветривания до анаэробного обогащения [5 и др.]. В восстановительных условиях почв и горных выработок U^{+4} подвижен в виде уран-органических комплексов фульвокислот [1], в коллоидной форме [6 и др.].

Использование бактерий для удаления радионуклидного загрязнения (в том числе U) в почвах, осадках и грунтовых водах рассматривается как альтернатива сложным и затратным технологиям рекультивации. Работы по микробной иммобилизации урана, детализируя ферментативный характер восстановления уранил-ионов в водных растворах, показали возможное осаждение урана в окисленной (уранильной) форме, и в форме U^{4+} (оксид, фосфат); чаще отмечена поверхностная бактериальная сорбция. Дисперсные минеральные формы микробиально восстановленного урана в рамках экологической (environmental) минералогии диагностируются современными физическими методами; кроме уранинита и нингиоита установлена «неминеральная» форма U^{+4} – биогенные наночастицы UO_2 [5 и др.].

Выявление решающей роли микроорганизмов при формировании в песчаниковых урановых месторождениях уранинита и коффинита побудили рассмотрение с новой точки зрения авторских данных о еще одном минерале черней U^{+4}-фосфате нингиоите. Предпринята попытка в свете современных результатов рассмотреть геолого-

минералогические и микробиологические свидетельства биогенной природы этого фосфата, обобщая биогенный аспект черневого рудообразования. Наши исследования показали характерную микронную размерность кристаллов нингиоита; сделан вывод о преобладании слабоглеевой обстановки и активной роли H^+ при его формировании, о близнейтральном характере pH растворов [7]. Все известные в настоящее время месторождения с нингиоитовыми рудами локализованы в палеорусловых/палеодолинных отложениях. Отмечается характерное присутствие озерно-болотных отложений в рудовмещающих толщах.

Приуроченность черневой U^{4+}-минерализации к redox границе подтверждает заключение А.И. Перельмана о формирования рудной минерализации на границах разнородных сред, где проявлены максимумы развития микрофлоры, наиболее интенсивно развиты биохимические redox процессы [4 и др.]. Публикации по геохимии пластовых месторождений урана, отмечая каталитическую роль бактерий, добавляют новые анаэробные бактериальные формы, установленные в рудной толще. При этом анаэробы рассматриваются главными агентами, создающим резковосстановительную обстановку; роль аэробной микрофлоры практически остается незаметной. Учитывая единство микробного сообщества в экосистеме, при рассмотрении процесса черневого уранового рудообразования необходимо оценивать деятельность как анаэробов, так и аэробных бактерий. Анаэробная среда, как трофическая структура микробного сообщества, создает восстановительную обстановку суммарным действием биологических процессов; связь анаэробного окисления органического вещества неразрывна с предшествующим аэробным процессом.

Локальное повышение концентрации урана на redox барьере, установленное в торфяниках и углистых сланцах современными наблюдениями, так объясняется одним из отечественных геологов: именно аэробные бактерии, окисляя органическое вещество, продуцируют обилие органических кислот и таким образом обеспечивают возникновение восстановительной среды, создавая (подготавливая) условия для жизнедеятельности анаэробов.

Процесс образования черневой урановой минерализации, цементирующей пески, можно представить следующим образом. При разложении детрита локально повышается кислотность (органические кислоты), идет сопутствующее повышение концентрации урана за счет бактериальной сорбции в данном объеме; развитие бактериальной среды (преобладание анаэробов над аэробами) ведет к осаждению восстановленных форм урана U^{+4} в виде наноразмерных «биогенных» частиц на поверхности зерен; дальнейшая жизнь микробного сообщества в среде рудообразования (зона восстановления) ведет к накоплению минеральных форм U^{+4}, создавая массу в межзерновом пространстве.

Движение зоны формирования урановых черней (обогащенной анаэробами) обеспечивается ростом аэробных бактерий при разложении детрита, создающих питательную среду для анаэробов. Широко известное [3, 4 и др.] затухание деятельности анаэробов за границей рудоотложения происходит в результате расходования питательных веществ, подготовленных аэробами. Перемещение восстановительной зоны по осадочным толщам, как и всего роллового фронта, обусловлено гидродинамическим фактором и зависит от вклада микробного сообщества, разлагающего органические остатки (с созданием осадительной среды для U^{+4}). Обилие захороненного органического материала замедляет время его бактериальной переработки и продвижение фронта. Логично предположить, что продвижение redox барьера происходит по мере полного расходования питательной базы. Микронная размерность минералов в черневых рудах представляется следствием подвижности такой среды минералообразования.

Известно, что в почвы и осадочные породы фосфор поступает в форме органических соединений (растительные и животные остатки), где в виде PO_4 участвует в различных биохимических превращениях. Экспериментальными исследованиями по биорекультивации на примере урана показано, что биологически обусловленное осаждение радионуклидов всегда связано с микробным высвобождением PO_4^{3-} из клеток микрофлоры. Бактериальная фиксация урана производится разными видами бактерий, как правило, в виде фосфатов. Осаждение окисленной формы урана (U^{6+}) с биогенными фосфатными лигандами приводит к накоплению уранильных комплексов внутри клеток или на их поверхности, либо к образованию твердых минеральных осадков (типа отенита). Некоторые факультативные микроорганизмы, накапливая фосфор внутриклеточно при аэробных условиях роста, высвобождают неорганический фосфат из клеток при последующих анаэробных условиях. Лабораторные эксперименты по восстановлению урана U^{6+} в условиях, восстановительных для Fe^{3+}, показали, что к восстановлению урана способно множество сульфат- и металл- восстанавливающих бактерий, даже в процессах термофильной (50–70°C) железоредукции. При внеклеточном (ферментативном) восстановлении урана, в результате роста бактерий, образуется осадок нингиоита. Этот фосфат рассматривается как продукт, доминирующий в близповерхностных условиях микробного восстановления, более обычный, чем уранинит. Работы микробиологов убедительно показали, что источником фосфатных ионов в водных растворах являются растительные клетки, точнее продукты бактериальной переработки Р-содержащих органических соединений в клетках. Сульфатредукция в заиленных грунтах и иловых отложениях, где бактериобентос наиболее обилен, рассматривается как доминирующий анаэробный терминальный процесс в разрушении органического вещества. Озерно-болотные отложения и пойменные почвы гумидных ландшафтов, где мигрирует и накапливается фосфор, представляют собой среду с высокой биологической активностью [1]. Органический материал осадков (растительный детрит) рассматривается как источник фосфора в природных растворах. Жизнедеятельность микробного сообщества обеспечивает поступление в раствор фосфатных комплексов для формирования нингиоита. Количество фосфора лимитировано содержанием растительного детрита в рудовмещающей толще. Доказанное исследованиями микробиологов органическое происхождение фосфора – главного минералообразующего элемента U^{4+}-фосфата – позволяет говорить о биогенной природе нингиоита. Гипотеза подтверждается локализацией месторождений: фосфатные U^{4+}-руды приурочены к аллювиальным отложениям палеодолин (Нингио-Тоге, Япония; Близзард, Тайи, Канада; Момино, Хасково, Болгария; Хиагда, Россия) или к зрелой коре выветривания (Косачиное, Сев. Казахстан). Как результат объясняется роль озерно-болотных отложений в рудовмещающих толщах. На решающую роль коллоидов в U^{+4}-фосфатном минералообразовании указывает образование нингиоитовых руд в ко́рах выветривания (Сев. Казахстан; Навысен, Болгария). В случаях преобладания в составе черневых руд уранинита над нингиоитом (Сугралы, Кызылкум), углистые органические остатки нами не встречены. Жизнедеятельность микробного аэробно-анаэробного сообщества, задающего условия формирования урановой черневой минерализации необходимо оценивать, как важнейший компонент U^{+4}-рудообразования, наравне с сугубо геохимическими характеристиками среды.

Рассматривая биогенный аспект черневого рудообразования, ответ на вопрос о причинах образования конкретной минеральной формы U^{4+} (оксидной, силикатной, фосфатной), очевидно, следует искать в особенностях микробиологических процессов, точнее – в особенностях миграции химических элементов в месторождениях с разным составом руд. При рассмотрении биогенной миграции А.И. Перельман выбрал за основу процессы, общие для всех частей биосферы – разложение органических веществ [1]. Известно, что аридные и гумидные условия отличаются результатами накопления

мортмассы (массы мертвого органического вещества в экосистеме). Запасы мортмассы в аридных областях всегда меньше запасов накопленной фитомассы. Недостаток тепла замедляет разложение растительных остатков, в ландшафте накапливается избыточная мортмасса.

Сравнение характеристик географической локализации инфильтрационных месторождений, сложенных рудами разного состава, – типичных палеодолинных месторождений Хиагдинского рудного поля (нингиоитовые руды) и широко известных месторождений чу-сарысуйского типа Притяньшаньской мегапровинции (уранинит-коффинитовые руды) – выявляет различие климатических условий осадконакопления и последующего рудообразования при общем песчаниковом типе вмещающих пород. Климат, как важнейший внешний фактор гипергенных процессов [1], ответственных за формирование черневых урановых руд, определяет биогеохимическую специфику минералообразования.

Упомянутое выше предварительно переработанное, окисленное аэробами органическое вещество (питательная среда для анаэробов), вероятно, следует соотносить с мортмассой в рудовмещающих толщах. Возможно, именно преобладание мортмассы в палеорусловых отложениях и более холодные, чем в Притяньшанье, гумидные условия задают повышенные концентрации биогенного фосфатного комплекса, определяя формирование U^{+4} фосфата нингиоита.

Рассмотренные особенности формирования фосфатных руд U^{+4} демонстрируют действие одного из основных законов геохимии, сформулированного А.И. Перельманом – закона Вернадского. Все положения этого закона о непосредственном участии живого вещества в создании среды миграции химических элементов и геохимической деятельности организмов проявлены в образовании нингиоита. Высока вероятность, что закон применим и для других минеральных форм U^{+4} (коффинита и уранинита), формирующихся в сходных условиях гипергенеза, где биогенная миграция четырехвалентного урана связана с органическими производными биосферы.

Из рассмотрения на примере нингиоита биогенных аспектов формирования черневых урановых руд в осадочных толщах, суммируя совокупность собственных исследований и известных фактов, сформулированы следующие выводы:

– источником фосфора при образовании нингиоита является преимущественно органическое вещество (мортмасса) растительных остатков в осадочных толщах;

– осадительные условия для урановых черней, как и подвижность урана, обеспечиваются жизнедеятельностью микрофлоры;

– микронные размеры черневой урановой минерализации обусловлены перемещением восстановительной среды вместе с redox фронтом;

– продвижение роллового фронта, заданное гидродинамическим градиентом, осуществляется в результате совокупной деятельности сообщества микроорганизмов (аэробов и анаэробов).

Литература

1. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрея-2000, 1999. 768 с.

2. Марков А. Рождение сложности. Эволюционная биология сегодня: неожиданные открытия и новые вопросы. М.: АСТ: CORPUS, 2015. 527 с.

3 Лисицин А.К. Гидрогеохимия рудообразования. М.: Недра, 1975. 247 с.

4. Перельман А.И. (ред.) Гидрогенные месторождения урана. М.: Атомиздат, 1980. 270 с.

5. Zammit C.M., Shuster J.P., Gagen E.J., Southam G. The Geomicrobiology of Supergen Metal Deposits // Elements. 2015. Vol. 11. P. 337-342.

6. Malkovsky V.I. Theoretical analysis of colloid-facilitated transport of radionuclides by ground water // Actinide nanoparticle research / Ed. S.N. Kalmykov, M.A. Denecke. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 2011. P. 195-243.

7. Дойникова О.А. Минералогия урана восстановительной зоны гипергенеза (по данным электронной микроскопии). М.: Физматлит, 2012. 216 с.

УДК 543.26

ГЕОХИМИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ СОДЕРЖАНИЯ МЕДИ В СНЕЖНОМ ПОКРОВЕ

Долгушин А.В., Крестьянникова Е.В., Богданов Д.А., Шустова М.С.
ТюмГУ, Тюмень,
e-mail: arshavin77@yandex.ru, li3452@yandex.ru, lifelie@list.ru, mari.mur.shustova@yandex.ru

Уже давно основной проблемой для человечества является экологическая обстановка, особенно остро эта проблема стоит в крупных городах. Из-за быстро растущих темпов производства, постоянно увеличивающегося потока транспорта, больших темпов строительства нагрузки на природу многократно увеличиваются из года в год. В связи с этим остро стоит проблема выявления основных видов загрязнителей, источников загрязнения, установление зоны их влияния и наиболее в экологическом плане благоприятных для проживания районов города.

Оценить состояние окружающей среды в мегаполисах можно по состоянию ее отдельных компонентов: атмосферы, поверхностных и подземных вод, почв и растительности, здоровья граждан. Самым важным, но сложным объектом для определения является атмосферный воздух. Атмосфера оказывает огромное влияние на состояние всех компонентов урбанизированной экосистемы, поэтому ученые всех стран уделяют этому вопросу большое внимание, особенно в промышленных городах, и разрабатывают методики его регулирования [1-3]. Актуальность таких исследований не вызывает сомнений как с точки зрения информированности населения, так и с позиций оценки рисков для здоровья людей и регулирования этих процессов.

Для оценки общей химико-экологической ситуации на урбанизированных территориях необходимо использовать те объекты, которые позволяют получить интегральную информацию в течение определенного периода времени. Одним из наиболее доступных и информативных объектов в этом плане является снежный покров, в котором в течение продолжительного времени накапливаются загрязнители, поступающие с сухими и влажными выпадениями. Поэтому концентрация поллютантов в снежном покрове значительно превышает их концентрацию в атмосферном воздухе, что позволяет использовать для ее определения относительно простые и надежные методы.

Цель данной работы – оценка распределения содержания водорастворимой меди в атмосферных осадках на территории города Тюмень в зимний период и изучение динамики загрязнения атмосферы данным металлом в зимний период 2010-2015 гг.

В пределах города отбор проб снега производился на участках с ненарушенным снежным покровом у промышленных предприятий, тепловых электростанций и т.п., в жилых кварталах города, парках, скверах, садах не ближе 50 м от дорог. После растапливания талая снеговая вода фильтровалась через фильтр «синяя лента» и затем анализировалась отдельно жидкая и твердая фаза (пылевая компонента). При мониторинге в зимние периоды 2011-2014 гг. с территории города отбиралось около 50 проб [4-6]. В 2015 г. количество проб было увеличено до 95 для учета пригородных источников загрязнения и увеличения репрезентативности получаемых результатов.

Определение концентрации меди в жидкой фазе снега проводилось методом атомно-абсорбционной спектроскопии с электротермической атомизацией («Спираль-17»). Установить характер распределения загрязнений разного типа по территории и основные источники загрязнений позволяет использование программного обеспечения. Построение картосхем распределения исследованных показателей производилось с использованием моделирующей программы Surfer 9.0 на основе карты с сайта www.geomap.ru.

В табл. 1 приведены среднее, минимальное и максимальное и фоновое значения,

значение медианы, полученные в 2015 г. и в период мониторинга 2011-2014 гг. [4-6]. Полученные данные свидетельствуют, что содержание меди в снежном покрове претерпевает существенные изменения от года к году, в целом имея тренд к увеличению содержания. Наиболее наглядно об этом свидетельствуют медианные значения концентраций, в отличие от средних концентраций, что объясняется наличием некоторого количества аномально загрязненных или чистых мест отбора.

Таблица 1

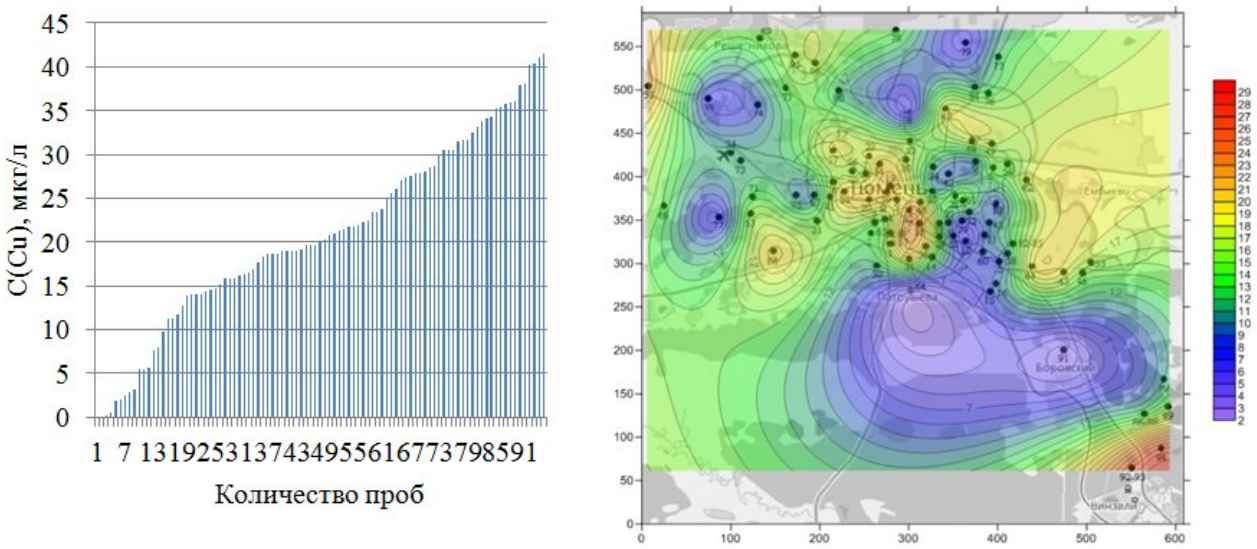
Содержание меди в жидкой фазе снега в 2010-2015 гг.

Территория	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Тюмень	34,3±22,0*	11,4±2,8	20,8±4,1	3,6±0,9	13,1±3,7	20,9±2,2
	0,6÷326,0**	1,4÷52,0	2,1÷39,2	0,0÷13,2	0,1÷72,2	0,0÷40,4
Фон	7,4	1,7	29,3	6,2	11,9	36,0

*Среднее содержание меди в жидкой фазе снега

**интервал изменения концентраций меди.

Вторым важным результатом мониторинга является установление значительных различий в содержании меди в фоновых точках, которые выбирались на достаточном отдалении от города и автомагистралей. Тем не менее, в современных условиях соблюдение этого условия не является достаточным для фонового мониторинга, т.к. трансграничные переносы и вынос предприятий за территорию города приводят к расширению области загрязнения.



а б

Рис. 1. Распределение значений меди в исследуемой выборке (а) и коэффициентов концентрации водорастворимой меди (по отношению к фоновому значению) на территории г. Тюмень (б) в 2015 г.

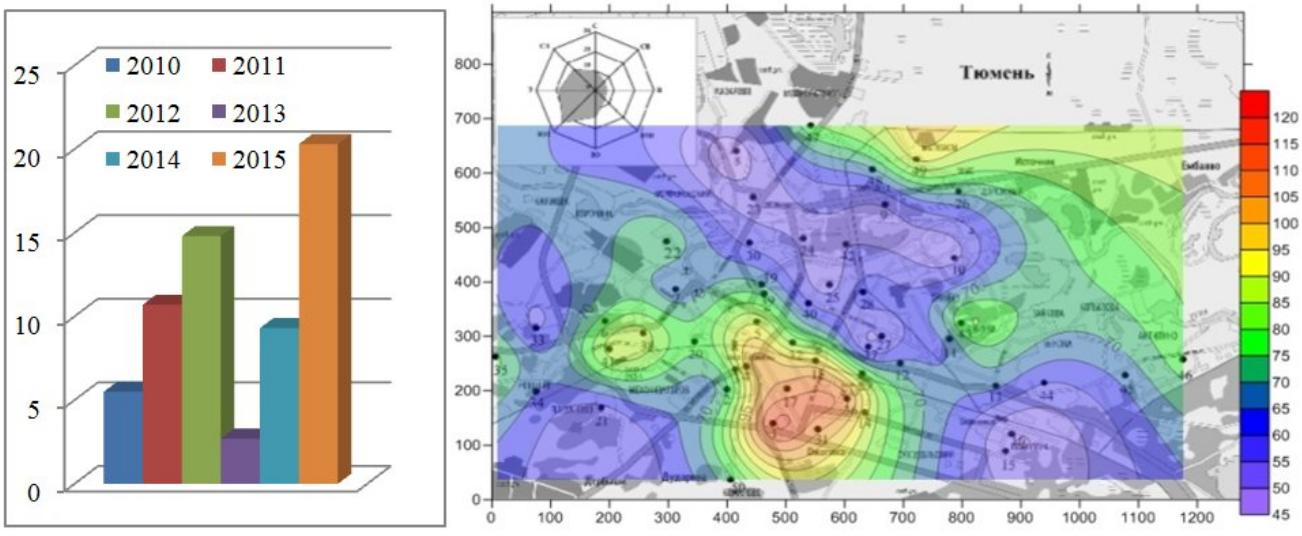
Средняя концентрация меди и медиана в 2015 г. близки между собой, и соответственно, превышают ПДК для вод рыбохозяйственного назначения ($ПДК_{р.-х.}$=1 мкг/л) примерно в 20 раз, но не превышают ПДК для вод хозяйственно-бытового ($ПДК_{х-б.}$= 1000 мкг/л) назначения. Сопоставление содержания меди в точке, принятой за фоновую, свидетельствует о высокой концентрации меди в месте отбора этой пробы, близкой к максимальной концентрации, наблюдаемой на территории города. В то же время в ряде районов на территории города содержание водорастворимой формы меди находится на уровне предела обнаружения метода. Поэтому для оценки реального фонового содержания меди была проведена кластеризация результатов (рис. 1а). В качестве

фонового значения рациональнее использовать среднее значение (1,46 мкг/л) по точкам отбора с минимальными концентрациями меди (9 проб).

С учетом фонового значения были рассчитаны коэффициенты концентрации, представляющие собой отношение концентрации меди в каждой исследованной точке к фоновому значению. Распределение рассчитанных коэффициентов представлено на карте-схеме (рис. 1б). В целом, из 95 проб, отобранных в 2015 г., $ПДК_{р\text{-}х.}$ не превышают лишь 4 точки, что составляет 4,2% от всех проб. Остальные точки превышают ПДК в несколько раз, что свидетельствует о существенном загрязнении водорастворимой медью снежного покрова г. Тюмени в целом. По данным исследования было выделено несколько районов, в которых антропогенная нагрузка по меди максимальна.

На наш взгляд, наиболее объективным показателем изменения содержания меди в снежном покрове является медианное значение (рис. 2а), при расчете которого исключаются аномально высокие и низкие значения. Поэтому в дальнейшем распределение меди на территории города мы рассматривали в относительных единицах (относительно медианного значения). Сопоставление карт-схем распределения концентрации меди в снежном покрове позволило установить, что области распределения водорастворимой меди в разные годы наблюдений существенно различаются как по содержанию, так и по области концентрации и рассеяния элемента. Такие различия могут свидетельствовать как об изменении климатических факторов, в первую очередь, количества выпадающих осадков, преобладающих ветров, так и о наличии или отсутствии стационарных и мобильных источников загрязнения.

Для оценки суммарного загрязнения медью территории города за рассматриваемый период нами была построена карта суммарного накопления меди за последние 5 лет (рис. 2б). Мы видим 2 явно выраженных источника поступления ионов меди в атмосферу на территории города (Аккумуляторный завод и УГМК «Сталь»), а также значительное поступление меди с северо-восточного направления (п. Матмассы). Но тем не менее, даже если сравнить суммарную концентрацию, то она не превышает $ПДК_{в\text{-}х.}$



а б

Рис. 2. Распределение медианных значений (а) и суммарной концентрации меди (б) в 2011- 2015 гг.

Остальные источники загрязнения, наблюдавшиеся в разные годы, могут быть обусловлены наличием временных или мобильных источников загрязнения. Устойчивое загрязнение атмосферных осадков водорастворимой медью приводит к загрязнению почв, растительности и влияет на здоровье населения [7].

На основе полученных данных были сформулированы следующие выводы.

Основными стационарными источниками загрязнения воздуха водорастворимой медью являются УГМК «Сталь», Аккумуляторный завод, заводы ЖБИ -1,2,3 и некоторые другие.

Изучение динамики распределения меди по территории Тюмени за последние 6 лет показало, что характер и интенсивность загрязнения городской атмосферы в значительной степени определяется климатическими условиями и существенно изменяется год от года.

Карты-схемы суммарных концентраций за 5-летний период позволили выделить области устойчивого загрязнения территории ионами меди: район улицы Федюнинского и деревни Ожогино (137 мкг/л), район Березовой рощи (131мкг/л) и район Комсомольского парка (142 мкг/л).

При отборе фоновой пробы нужно соблюдать особую осторожность, т.к. значительное удаление от города (20-25 км) не является гарантией отсутствия антропогенного влияния на состояние атмосферы. Более правильным является отбор нескольких «фоновых» точек по разным направлениям, либо кластеризация получаемых результатов с выделением группы точек с минимальными значениями.

Работа выполнена по программе гранта РФФИ, проект № 14-05-00956.

Литература

1. Экогеохимия городских ландшафтов / Под ред. Н.С. Касимова. М.: Изд-во МГУ, 1995. 336 с.

2. Шумилова, М.А., Садиуллина О.В., Шумилова М.А. Снежный покров как универсальный показатель загрязнения городской среды на примере Ижевска // Вестник Удмуртского университета. Физика. Химия. 2011. № 2. С. 91-96.

3. Ларина Н.С., Куранова М.Н., Палецких Н.С. Химико-экологический мониторинг снегового покрова города Тюмени // Успехи современного естествознания. 2006. №11. С. 38-41.

4. Гарманова Т.В., Ларина Н.С. Мониторинг загрязнения снежного покрова пылеаэрозолями в городе Тюмень // Вестник Тюменского государственного университета. 2012. № 7. С.55-62.

5. Ларина Н.С., Ларин С.И., Козлова В., Некрасова Е.В. Экогеохимия снежного покрова города Тюмени // Окружающая среда и менеджмент природных ресурсов: Тезисы докладов III Междунар. конф. / Под ред. А.В. Соромотина, А.В. Толстикова. Тюмень: Изд-во ТюмГУ, 2013. С. 94-96.

6. Ларина Н.С., Козлова В.В., Некрасова Е.В., Ларин С.И. Экогеохимический мониторинг атмосферы города Тюмени // Окружающая среда и менеджмент природных ресурсов: Тезисы докладов V Междунар. конф., г. Тюмень, 1-3 октября 2014г. / Под ред. А.В. Соромотина, А.В. Толстикова. Тюмень: Изд-во ТюмГУ, 2014. С. 111-113.

7. Миллер А.Р., Долгушин А., Крестьянникова Е.В. Особенности накопления и форма нахождения тяжелых металлов в городских почвах // Почвы холодных областей: генезис, география, экология (к 100-летию со дня рожд. проф. О.В. Макеева): Мат-лы научн. конф. с международным участием. Улан-Удэ, 2015. С. 115-116.

УДК 550.422: 631.416.9

РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ГЕОТЕХНОГЕННЫХ ЛАНДШАФТАХ СУЛЬФИДНО-ВОЛЬФРАМОВОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ (ЗАПАДНОЕ ЗАБАЙКАЛЬЕ)

Дорошкевич С.Г., Смирнова О.К.

Геологический институт СО РАН, Улан-Удэ, e-mail: sv-dorosh@mail.ru

Джидинский вольфрамо-молибденовый комбинат (ДВМК), перерабатывавший молибденитовые и сульфидно-гюбнеритовые руды Первомайского, Холтосонского и Инкурского месторождений Джидинского рудного поля, более 60-ти лет являлся одним из ведущих предприятий горнодобывающей промышленности нашей страны. Холтосонское месторождение отрабатывалось с 1939 г., Инкурское – с 1973 г.; Первомайское отработано в период 1941-1973 гг. В 1997 г. производство было законсервировано.

Руды перечисленных выше месторождений, кроме основных компонентов (вольфрама и молибдена), содержат ряд сопутствующих – свинец, цинк, медь, висмут, бериллий, фтор, золото, серебро и редкоземельные элементы. Существовавшие технологические схемы обогащения предусматривали получение в качестве конечной продукции только молибденитового и гюбнеритового концентратов. Большая часть сопутствующих компонентов при переработке как молибденитовых, так и сульфидно-гюбнеритовых руд до 1980 г. извлекалась в сульфидный промпродукт, часть из них рассеивалась в хвостах. После 1980 г. в хвостохранилище, функционирующее с 1958 г., поступал материал, представлявший собой смесь хвостов переработки руд и сульфидных промпродуктов молибденовой и вольфрамовой фабрик.

За весь период работы ДВМК накоплено огромное количество продуктов обогащения руд (суммарное количество хвостов в настоящее время ориентировочно составляет 50 млн т), которые, с одной стороны, представляют практический интерес в качестве возможного сырья для получения ряда металлов и производства строительных материалов [1], а с другой – негативно (токсично) воздействуют на окружающую среду [2]. В 2011 г. Министерством природы России реализован I этап программы мероприятий по устранению негативных последствий производственной деятельности ДВМК. В результате на массив бывшего гидроотвала перемещено 3,2 млн т лежалых хвостов из насыпного и аварийного хранилищ отходов обогащения руд.

В поровых водах лежалых отходов обогащения, имеющих кислую-сильнокислую реакцию среды, обнаружены повышенные концентрации химических элементов, в том числе редкоземельных. Наиболее подвижными из них являются лантан, церий и неодим [3].

Целью нашей работы является исследование распределения редкоземельных элементов (РЗЭ) в профиле аллювиальных почв геотехногенных ландшафтов. Объекты исследований – аллювиальные болотные (АБП) и аллювиальные луговые (АЛП) почвы геотехногенных ландшафтов, сформированных в результате производственной деятельности ДВМК (рис. 1): 1 – плотик насыпного хвостохранилища (территория бывшего насыпного хвостохранилища после перемещения лежалых отходов обогащения руд); 2 – наливное хвостохранилище (бывший гидроотвал, находится в сухом состоянии); 3 – дельтовая залежь (сформирована в дельтовой части р. Модонкуль в результате переотложения техногенных песков при аварийных прорывах дамб хвостохранилищ); 4 – территория, дренируемая рудничными водами штольни Западная. В качестве фоновых участков выбраны территории с природными (пойменными) ландшафтами: 5 – руч. Барун-Нарын и 6 – руч. Дабан.

Классификация почв дана по [4]. Отбор проб почв проводился по генетическим горизонтам. Определение РЗЭ осуществлялось методом атомно-эмиссионного спектрального анализа с индуктивно-связанной плазмой в лаборатории инструментальных методов анализа ГИН СО РАН. Спектры редкоземельных элементов нормированы по хондриту.

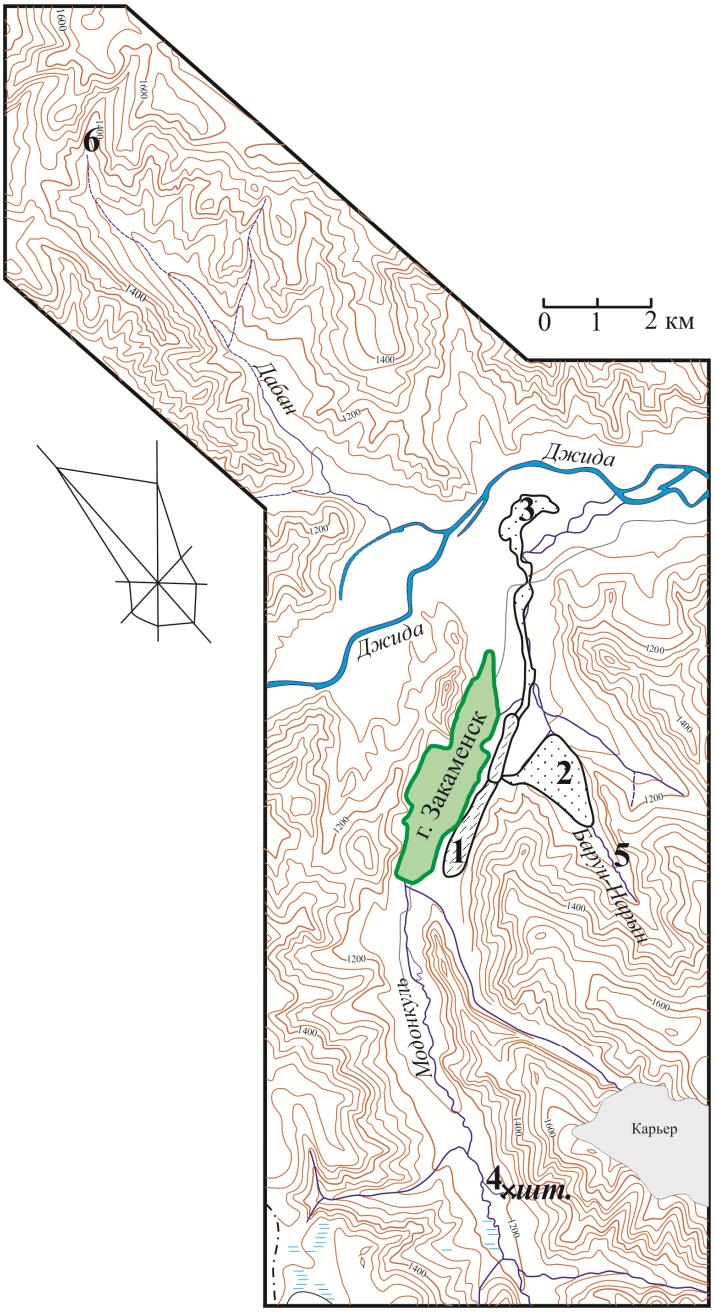


Рис. 1. Схема расположения геотехногенных ландшафтов (1-6), сформированных в результате производственной деятельности ДВМК

Лежалые отходы обогащения руд, или техногенные пески (ТП) более 70 лет перекрывали аллювиальные болотные почвы, погребенные под насыпным и наливным хвостохранилищами, и аллювиальные луговые почвы, погребенные под переотложенными ТП дельтовой залежи р. Модонкуль. ТП имеют сильнокислую реакцию среды и характеризуются разнообразием гранулометрического состава: от илистых, пылеватых до мелко- и крупнопесчаных. Основными минералами в хвостах являются кварц и полевой шпат. Из рудных минералов преобладает пирит (среднее 0,3%), в единичных

зернах постоянно присутствуют гюбнерит, халькопирит, галенит, сфалерит, шеелит и блеклая руда; из нерудных – флюорит и берилл. Гюбнерит и шеелит находятся в сростках с нерудными минералами и сульфидами [2].

Аллювиальные болотные почвы (точки наблюдений 1, 2 и 5) в верхней части почвенного профиля имеют темно-серый перегнойный горизонт мощностью 20-30 см. Нижележащие горизонты представлены минеральной толщей разной степени оглеения. Реакция почв – сильнокислая-кислая в верхней части и кислая в нижней части профиля. Содержание органического вещества составляет 4,7-5,2%, степень его разложения – высокая.

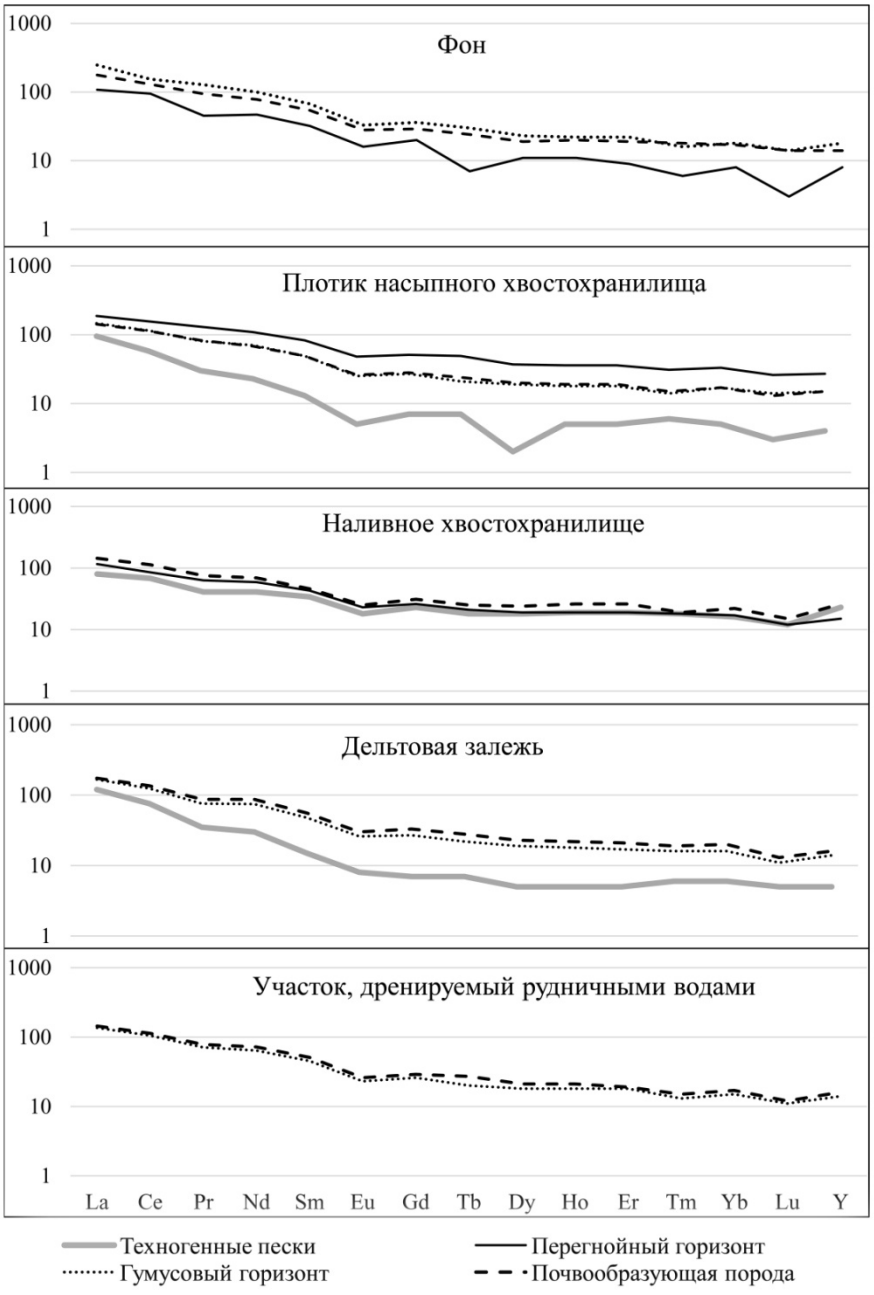


Рис. 2. Нормированные по хондриту спектры РЗЭ в профиле аллювиальных почв природных и геотехногенных ландшафтов

Аллювиальные луговые почвы почвы (точки наблюдений 3, 4 и 6) в верхней части почвенного профиля имеют серый гумусовый горизонт мощностью 16-27 см. Переходный горизонт и почвообразующая порода имеют отчетливые признаки оглеения. Ре-

акция почв – слабокислая – близкая к нейтральной в верхней части и кислая в нижней части профиля; гранулометрический состав – легкий суглинок; содержание органического вещества 1,43-2,1%.

В аллювиальных почвах всех исследованных ландшафтов легкие лантаноиды преобладают над тяжелыми (рис. 2). Суммарное содержание РЗЭ+Y в перегнойном горизонте АБП фонового участка составляет 143 мг/кг, в минеральных горизонтах – 196-232 мг/кг. Относительно низкое содержание РЗЭ в органогенном горизонте по сравнению с минеральными можно объяснить присутствием достаточно высокого количества органических кислот, изменяющих окислительно-восстановительные условия почв, и низким содержанием РЗЭ в растительных остатках [5]. Суммарное содержание РЗЭ+Y в погребенном перегнойном горизонте АБП на территории бывшего насыпного хвостохранилища (272-345 мг/кг) выше по сравнению с таковым в минеральных горизонтах (188-210 мг/кг), а также по сравнению с перегнойным горизонтом АБП фонового участка.

В погребенных аллювиальных болотных почвах территории наливного хвостохранилища (бывшего гидроотвала) распределение РЗЭ по профилю почвы равномерное – суммарное содержание РЗЭ+Y в ТП находится в пределах 122-205 мг/кг, в перегнойном горизонте – 163-174 и почвообразующей породе 119-273 мг/кг.

Суммарное содержание РЗЭ+Y в гумусовом горизонте аллювиальной луговой почвы фонового участка составляет 129 мг/кг, в переходном горизонте и почвообразующей породе – 235-251 мг/кг. В почвах территории, дренируемой рудничными водами, суммарное содержание РЗЭ+Y составляет 187 мг/кг в гумусовом горизонте с некоторым повышением до 226 мг/кг в почвообразующей породе. В аллювиальной луговой почвы дельтовой залежи отмечается практически равномерное распределение РЗЭ по профилю почвы: суммарное содержание РЗЭ+Y колеблется в пределах 224-238 мг/кг. Исключение составляет намытый горизонт ТП, где отмечено низкое суммарное содержание РЗЭ+Y (101-116 мг/кг).

В аллювиальных почвах геотехногенных ландшафтов, сформированных на территории наиболее длительно существовавших насыпного хвостохранилища и дельтовой залежи, в которых преобладают отходы переработки молибденитовых руд, наблюдается увеличение относительной доли тяжелых РЗЭ.

Таким образом, в аллювиальных почвах исследованных ландшафтов легкие лантаноиды преобладают над тяжелыми. В почвенных разрезах природных ландшафтов более высокие концентрации РЗЭ приурочены к минеральным горизонтам и почвообразующей породе, тогда как в геотехногенных ландшафтах отмечается относительное накопление РЗЭ в органических (перегнойных) горизонтах. Отмечена тенденция некоторого увеличения относительного содержания тяжелых РЗЭ в почвах, длительное время перекрытых отходами обогащения, в основном, молибденитовых руд Первомайского месторождения.

Работа выполнена при поддержке РФФИ, грант № 16-05-01041.

Литература

1. Ходанович П.Ю. Лежалые отходы обогащения Джидинского вольфрамомолибденового комбината как комплексные техногенные месторождения // Состояние и перспективы развития минерально-сырьевого и горнодобывающего комплексов Республики Бурятия // Сборник мат. конф. по проблемам геологоразведочных и геологических научных исследований в Бурятии, 1-2 апреля 1999 г. Улан-Удэ, 1999. С. 142-151.

2. Смирнова О.К., Плюснин А.М. Джидинский рудный район (проблемы, состояние окружающей среды). Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 2013. 180 с.

3. Дабаева В.В., Плюснин А.М. Экспериментальное исследование миграции и высаживания цветных и редкоземельных элементов в толще хвостов переработки Джидинского ГОКа // Научно-исследовательские публикации. 2015. Т.1. № 2 (22). С. 47-52.

4. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 224 с.

5. Брянин С.В., Сорокина О.А. Вертикальное распределение редкоземельных элементов в почвах южной тайги Верхнего Приамурья, сформированных на горных породах различного состава // Тихоокеанская геология. 2015. Т. 34. № 3. С. 104-111.

УДК 556.114(075.8)

КИСЛОРОД КАК ФАКТОР ФОРМИРОВАНИЯ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКОЙ ОБСТАНОВКИ В АЗОВСКОМ МОРЕ

Доценко И.В., Михайленко А.В., Федоров Ю.А.

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, e-mail: irinageo@mail.ru

Азовское море – мелководный богатый органической жизнью водоем, который является одним из самых биопродуктивных в мире. Во время штиля наблюдается стратификация водной массы с образованием в отдельных районах моря полей гипоксии и развитием заморных явлений. В придонных слоях воды обнаруживаются очаги сероводородного заражения и повышенных концентраций метана, а также тяжелых металлов [1,2]. Формирование последних тесно связано с содержанием кислорода и физико-химической обстановкой на границе раздела вода–донные отложения, которые контролируются динамикой водных масс (в том числе сгонно-нагонными явлениями), содержанием взвешенного вещества, а также скоростью седиментации и ресуспензирования верхнего слоя осадков. В связи с этим, с научной и прикладной точки зрения было важно исследовать содержание кислорода и значений pH и Eh в водной толще при различной ветровой обстановке. В основу сообщения положены результаты многолетних экспедиций, краеугольным камнем которых являются полученные во время проведения комплексных работ в акватории моря в разные сезоны года при различной ветровой обстановке [3].

Известно, что в воде Азовского моря при концентрации кислорода 3 мл/л и менее складывается неблагоприятная обстановка для гидробионтов, приводящая в конечном итоге к их гибели. Дефицит O_2, как правило, развивается летом в центральных участках моря, с глубинами свыше 7-8 м, т.е. более чем на половине акватории. Вариации их общей площади за период с 1972 по 2000 гг. составляли от 2% в 1972 г. до 90% в 1988 г.[4].

Согласно данным, полученным во время проведения экспедиции (летний рейс), среднее содержание кислорода в поверхностном слое воды составило 6 мл/л, максимальная концентрация 7,24 мл/л отмечалась в Таганрогском заливе, а минимальная (4,93 мл/л) – в Ясенском заливе моря. В Таганрогском заливе отмечается увеличение содержания O_2 от устья реки Дон к его гирлу с четко выраженной зоной максимума в центральной части. Мористее в поверхностном слое наибольшие концентрации приурочены к зоне смешения «залив – море», а также к северной части открытого моря, где его концетрации изменяются от 6,6 до 6,8 мл/л.

В придонном слое содержание кислорода изменялось от 2,95 до 6,93 мл/л, а в среднем составило 5,37 мл/л. Так же, как и в поверхностном слое, максимум отмечен в Таганрогском заливе, однако в устье реки Дон не выявлено зон с низким содержанием O_2. В собственно море условно можно выделить 3 области: 1 – с наименьшими концентрациями 2,95-3,0 мл/л, 2 – в юго-восточной его части с содержанием кислорода от 6 до 6,46 мл/л и 3 – в Керченском предпроливье область низких значений (3,91-4,5 мл/л).

Во время осеннего рейса содержание кислорода в поверхностном слое увеличилось на 1-2 мл/л и составило 6,24-8,64 мл/л (в среднем–7,35 мл/л) по сравнению с летом, максимум, так же отмечается в Таганрогском заливе, однако смещен к гирлу. Собственно в море выделены две зоны высоких концентраций в Керченском предпроливье (8,0-9,5 мл/л) и в районе впадения Протоки (8,3-8,52 мл/л). В глубоководной части отмечается понижение содержания кислорода до 6,98 мл/л. В придонном слое концентрация изменялась от 4,22 до 7,61 мл/л и в среднем составила 6,31 мл/л. Области вы-

сокого содержания O_2 отмечены в восточной части Таганрогского залива и в его гирле. Низкие значения концентраций были зафиксированы в собственно море, в районе города Темрюк.

Повсюду, за исключением устья реки Дон, происходило насыщение воды кислородом, содержание которого было свыше 100% на большей части акватории. Причем, если в Таганрогском заливе его величина была практически на том же уровне, что и летом, в водах непосредственно Азовского моря в сентябре она существенно возросла – до 125-135%. Это служит свидетельством увеличения интенсивности фотосинтеза, чему способствовала спокойная, близкая к штилевой погода. С глубиной интенсивность фотосинтеза снижалась, что связано, по-видимому, со снижением освещенности. В придонном слое насыщение воды кислородом не превышало 110%, а в южной части исследованного района оно было менее 100%. Здесь же по сравнению с поверхностным слоем отмечалось и уменьшение концентрации кислорода до 4,5-5,5 мл/л. Характер пространственного распределения концентраций зависел не от температуры, а преимущественно от интенсивности фотосинтеза. Поэтому, несмотря на уменьшение растворимости кислорода при увеличении температуры, именно в районах с более высокой температурой воды отмечалась относительно высокая концентрация кислорода (>6,2 мл/л), обусловленная интенсивным фотосинтезом (110-120% O_2). Напротив, в районах пониженной температуры воды, вопреки увеличению растворимости кислорода, его содержание ниже (5,8 мл/л), что, скорее всего, связано с отсутствием интенсивного фотосинтеза (<100%).

Характер распределения изолиний, отражающих распределение кислорода следующий. Летом, во время шторма, в устье реки Дон и Таганрогском заливе изолинии расположены субвертикально дну, что подтверждает сделанный ранее вывод [5] об отсутствии во время ветреной погоды здесь в придонном слое воды зоны гипоксии. В Азовском море формируется зона с пониженным содержанием кислорода в придонном слое, а содержание кислорода несколько выше, чем в поверхностном слое. Осенью в устье реки Дон изолинии расположены субвертикально, в Таганрогском заливе и собственно море в поверхностном слое образуются зоны с высоким содержанием кислорода, а зона гипоксии по сравнению с летом смещена к Керченскому предпроливью.

Синхронное определение растворенного кислорода и значений Eh показало, параллельно с уменьшением концентрации O_2 происходит и уменьшение величины окислительно-восстановительного потенциала. Район с самым низким содержанием кислорода, которое составило менее 5,2 мл/л совпадает с районом минимальных величин Eh (+0,090 V).

Определено, что в период с 2006 по 2010 гг. в воде Азовского моря водородный показатель в 24% превышал 8,4, а в 22,7% был ниже 7.6, окислительно-восстановительный потенциал в 75% случаев не превышал +200 V, а в 16% – +0,100 V, что значительно ниже, чем в океанических водах, где Eh варьирует от +0,200 до +0,600 V, а pH изменяет от 7,6 до 8,4 (область 1 на рис.1). Рис. 1 наглядно иллюстрирует отличительную черту Азовского моря в параметрах pH-Eh не только воды, но и донных отложений. Она заключается в том, что в данном водоеме окислительно-восстановительный потенциал значительно ниже, а верхний предел водородного показателя – выше, чем в океанских водах, что обусловлено высокой биологической продуктивностью Азовского моря и обогащением вод взвешенным веществом [6, 7]. Характер распределения массива данных pH и Eh в системе вода-донные осадки параболический. В целом диаграмма объясняет изменение главнейших физико-химических параметров в зависимости от сезона и гидрометеорологической обстановки (шторм-штиль). Наряду с этим, отмечается наличие зон гипоксии в глубоководной части моря даже в случае активного перемешивания водных масс.

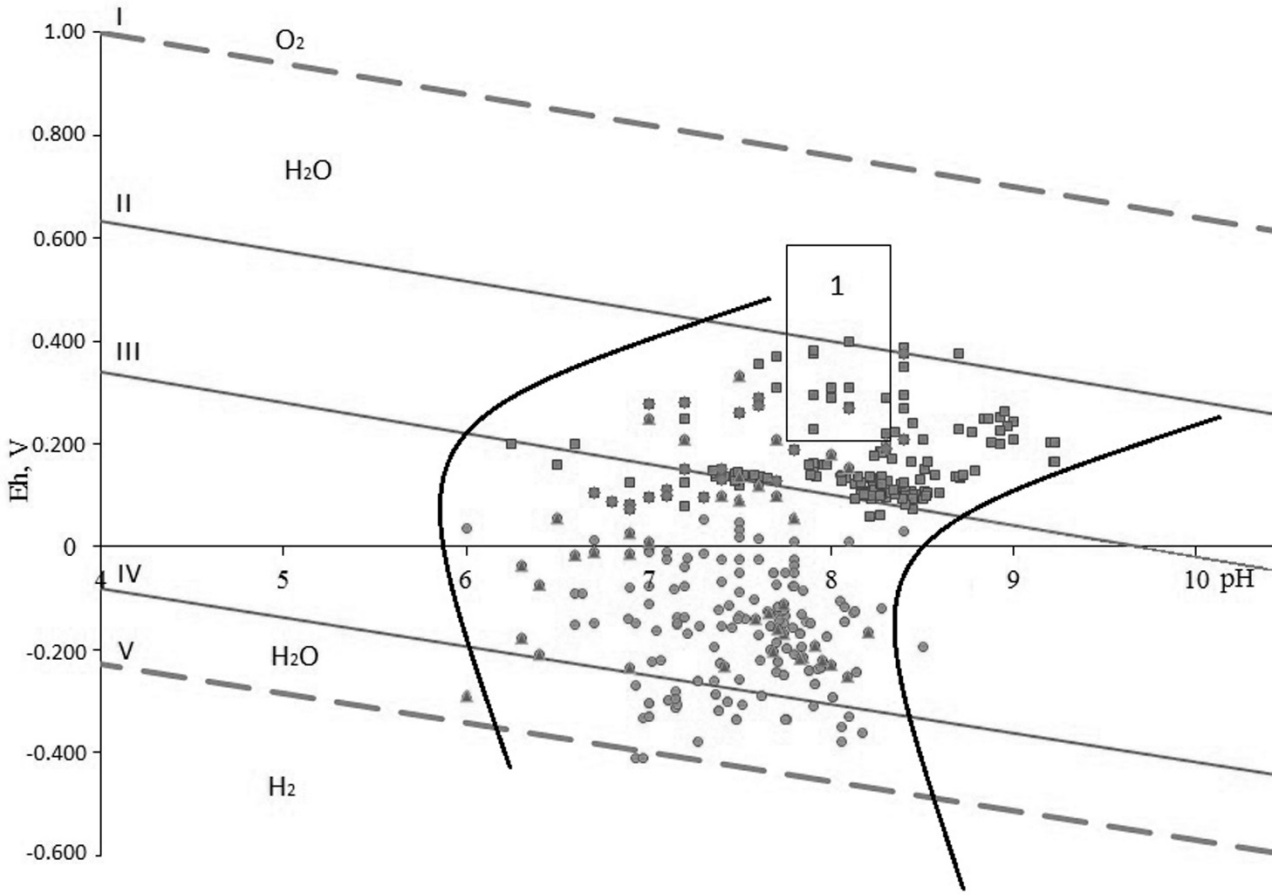


Рис. 1. Диаграмма pH-Eh воды и донных отложений бассейна Азовского моря.
I – верхний предел устойчивости воды, II – среды в контакте с атмосферой, III – промежуточные среды, IV-среды, изолированные от атмосферы, V – нижний предел устойчивости воды. ▲ – рр. Дон, Темерник, Мертвый Донец (донные отложения); 1 – океанические воды; ● – Азовское море (донные отложения); ♦ – рр. Дон, Темернник, Мертвый Донец, придонный и поверхностный слой воды; ■ – Азовское море (придонный и поверхностный слой воды)

Выводы. Физико-химические условия в Азовском море в условиях безветренной погоды способствуют активизации процессов образования восстановленных газов – сероводорода и метана и снижению содержания кислорода, что приводит к заморам, которые вызывают массовую гибель рыб и бентосных организмов. При воздействии сгонно-нагонных явлений происходит перемешивание водных масс, которое может в считанные часы изменить концентрацию растворенного кислорода и восстановленных газов. В Таганрогском заливе и мелководных участках Азовского моря имеет место полное разрушение зон гипоксии, сформировавшихся во время штиля в придонных слоях воды и условиях относительного безветрия и, как правило, смена восстановительной обстановки на окислительную. Значения водородного показателя и окислительно-восстановительного потенциала при переходе вода→донные отложения изменяются в сторону более щелочных и восстановительных условий. Анализ массива данных pH и Eh обнаружил параболический вид кривых, описывающих их распределение в системе вода–донные отложения. Формирование на границе раздела этих сред градиентов значений водородного показателя и окислительно-восстановительного потенциала способствует образованию геохимического барьера, на котором происходит изменение форм нахождения и миграции тяжелых металлов, а также концентраций, потоков газов и других веществ природного и антропогенного происхождения. Во время

шторма по сравнению с относительно безветренной обстановкой наблюдается с одной стороны гомогенизация значений pH и Eh по площади и разрезу водной тощи, а с другой – уменьшение обоих параметров, которое сопровождается падением содержания кислорода и подкислением морских вод. В глубоководной части Азовского моря сохраняются зоны гипоксии даже во время сложной гидрометеорологической обстановки, характеризующейся активным перемешиванием водных масс. В условиях мелководного водоема большое значение приобретает взаимодействие между водой и донными отложениями, которое резко меняется в зависимости от ветровой активности. Этот фактор следует учитывать, при разработке стратегии экологического мониторинга акватории Азовского моря.

Работа выполнена при финансовой поддержке Проекта 5.1848.2014/К

Литература

1. Fedorov Yu.A., Dotsenko I.V., Mikhailenko A.V. The role of the hydrological factors in the formation of field concentrations and fluxes of reduced gases and mercury in the Sea of Azov // Conf. Proc. of 11-th International Multidisciplinary Scientific GeoConference&EXPO Modern Management of Mine Producing, Geology and Environmental Protection, SGEM 2011. Bulgaria. 2011. Vol. III. P. 717-723.

2. Федоров Ю.А., Доценко И.В., Михайленко А.В. Поведение тяжелых металлов в воде Азовского моря во время ветровой активности // Известия ВУЗов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2015. № 3. С.108-112.

3. Fedorov Yu.A., Sapozhnikov V.V., Agatova A.I., Arzhanova N.V., Belov A.A., Kuznetsov A.N., Lapina N.M., Loginov E.B., Predeina L.M., Semochkina T.B., Torgunova N.I. Multidisciplinary Ecosystem Studies in the Russian Part of the Sea of Azov (July 18–25, 2006) // Oceanology. 2007. Vol. 47. N. 2. P. 294-298.

4. Студеникина Е.И., Толоконникова Л.И., Воловик С.П. Микробиологические процессы в Азовском море в условиях антропогенного воздействия. М.: ФГУП «Нацрыбресурсы», 2002. 188 с.

5. Федоров Ю.А., Предеина Л.М. Кислород и pH в зоне смешения вод в Таганрогском заливе // Закономерности океанографических и биологических процессов в Азовском море. Апатиты: КНЦ РАН, 2000. С. 88-99.

6. Fedorov Yu.A., Dotsenko I.V., Kuznetsov A.N., Belov A.A., Loginov E.A. Regularities of Organic Carbon Distribution in Bottom Sediments of the Russian Part of the Sea of Azov // Oceanology. 2009. Vol. 49. N 2. P. 211-217.

7. Доценко И.В., Федоров Ю.А., Михайленко А.В. О связи содержания ртути и органического вещества в донных отложениях по профилю «река Дон–Азовское море» // Известия ВУЗов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2015. № 3. С. 96-102.

УДК 631.47(470.325)

СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДИЙ РЕГИОНА КУРСКОЙ МАГНИТНОЙ АНОМАЛИИ

Дроздова Е.А., Корнилов А.Г., Курганская К.А.

Белгородский государственный национальный исследовательский университет, Белгород, e-mail: drozdova@bsu.edu.ru

Курская магнитная аномалия (КМА) – крупнейший горнодобывающий железорудный район с четырьмя центрами открытой и закрытой добычи. Зоны прямого и косвенного влияния промышленных объектов простираются на территорию от 100 до 3000 км^2 для каждого из них [1]. Перечень экологических проблем, связанных с таким масштабным производством, обширен – это трансформация ландшафтов, нарушение гидрогеологического и гидрохимического режима, прямое уничтожение плодородных земель, растительного и животного мира, загрязнение почв и др.

Районы Белгородской и Курской областей, в которых базируются основные предприятия КМА, входит в состав староосвоенного аграрного региона с благоприятными почвенно-климатическими условиями [2], что предопределяет использование большей части плакорных и слабонаклонных угодий в сельскохозяйственных целях, распаханные земли занимают 63% площади КМА [1, 3]. Соответственно, дистанционные исследования структуры землепользования региона КМА показали высокую аграрную освоенность соседствующих с горнодобывающими предприятиями территорий, что усиливает актуальность геохимических исследований почв в зоне воздействия предприятий.

До настоящего времени сведения о степени загрязнения почв и почвенного покрова в зоне влияния КМА были весьма противоречивыми. По мнению одних исследователей [4], вблизи потенциальных источников загрязнения валовой химический состав почв почти не отличается от фонового аналога и в верхнем горизонте почв сельскохозяйственного использования не наблюдается четко выраженных ореолов техногенного накопления тяжелых металлов по сравнению с почвами, находящимися вне сферы влияния горнорудных производств. По мнению же других авторов [5], поблизости от карьеров, хвостохранилищ, отвалов и горнообогатительных комбинатов идет усиленное загрязнение почвенного покрова тяжелыми металлами.

Геохимическая ситуация в пределах промплощадок и санитарно-защитных зон Лебединского, Стойленского и Михайловского горнодобывающих предприятий позволяет говорить о допустимом загрязнении (суммарный показатель химического загрязнения почв Zc менее 16) на территории вмещающих ландшафтов и отвалов под самозаростанием; умеренно-опасном загрязнении (Zc от 16 до 32) – на отвалах со свежей отсыпкой; опасном загрязнении (Zc более 32) – на территории карьерных комплексов [1]. Геохимический спектр указанных зон характеризуется повышенными концентрациями многих химических элементов [3], что позволяет констатировать сложный характер формирования геохимических аномалий за счет совокупности источников, в том числе строительной индустрии, сельского хозяйства, выпадений за счет трансграничного переноса.

Для изучения геохимической ситуации в горнопромышленных районах КМА (Курская и Белгородская области) нами были проведены широкомасштабные разновременные исследования, основанные на более 1500 пробах почв и грунтов за 10-летний период. Отбор образцов проб осуществлялся в соответствии с действующими нормативными документами.

Анализ проб почв проводился на содержание радионуклидов, м-, п-, о- ксилолов, бензола, толуола, трихлорэтилена, бенз(а)пирена, нефтепродуктов, нитратов и фтори-

дов, пестицидов: ГХЦГ (ά, β, γ - изомеры), ДДТ, 2,4 Д, валовых и подвижных форм тяжелых металлов, водорастворимых сернистых и сернокислых соединений. Основное внимание в аналитических работах уделено следующим элементам: валовая форма – бериллий, ванадий, кадмий, кобальт, мышьяк, никель, свинец, селен, сурьма, хром, марганец, медь, молибден, цинк, алюминий, стронций, цирконий; подвижная форма – железо, барий.

Для всех проб содержание радионуклидов и тяжелых металлов находится в пределах действующих нормативов, установленных для почв населенных мест.

Результаты опробования почв показывают, что содержание нитратов и фторидионов, толуолов, м-,п-,о- ксилолов, бензола, нефтепродуктов, пестицидов и радиоактивных компонентов чаще всего незначительно и не превышает нормативных показателей (предельно допустимых и ориентировочно допустимых концентраций (ПДК и ОДК), в то время как содержание бенз(а)пирена на ряде участков превышает ПДК в 2-5 раз (места отбора проб с превышениями тяготеют к основным транспортным развязкам).

При анализе накопления тяжелых металлов в почвах пашни вблизи горнодобывающих комплексов (в радиусе 3 км) выявлено устойчивое превышение фоновых показателей по ванадию, свинцу, селену, молибдену, цинку и небольшое превышение фона по меди (табл. 1). В свою очередь, устойчивый градиент концентрации в направлении к промышленным объектам имеют кобальт, мышьяк, никель, хром, медь, цинк. Повсеместное загрязнение почв пашни свинцом связано с косвенным воздействием предприятий в виде активного движения автотранспорта. У стронция наблюдаются максимумы концентраций за пределами горнодобывающих предприятий.

Таблица 1

Коэффициенты концентрации Кс анализируемых элементов по отношению к районному фону региона КМА (фрагмент базы данных по Старооскольскому району Белгородской области)

№ п/п	Be	V	Cd	Co	Ni	Pb	Se	Sb	Cr	Mn	Cu	Mo	Zn	Ba	Sr	Zr	Zc
Фон, мг/кг	1,9	2,5	2,9	7,9	5,8	15,3	2,6	12,2	3	38,1	16,9	2,2	27,9	16,7	94,5	1,5	–
Слой почвы 0-5 см																	
1	1,0	2,4	1,3	1,4	1,2	1,5	3,3	2,4	1,8	1,1	1,1	1,1	0,9	1,1	0,8	0,9	8,8
2	1,2	2,1	1,2	0,8	1,2	2,5	2,7	1,7	2,2	1,3	1,5	1,9	2,2	1,0	0,9	0,9	10,5
3	1,2	2,8	1,0	1,0	0,8	2,6	1,8	0,9	1,2	0,9	1,1	1,0	1,9	0,9	1,1	1,1	6,7
4	1,0	1,3	1,0	1,2	0,8	1,5	2,0	0,9	1,3	1,0	1,5	1,4	1,3	0,9	1,0	1,2	4,6
5	1,0	1,5	0,8	0,8	0,8	2,3	2,5	1,6	1,0	1,1	1,1	1,1	1,7	1,0	0,9	0,9	5,9
6	1,0	1,3	0,8	0,4	0,9	1,4	1,3	0,8	1,0	1,0	1,5	1,4	1,4	1,0	1,1	0,9	2,8
7	1,2	2,2	0,8	0,7	0,9	2,6	1,8	0,8	1,0	0,9	1,1	0,9	1,6	1,0	1,1	1,2	5,0
Слой почвы 5-20 см																	
1	1,0	3,9	1,5	2,1	1,5	1,9	3,7	2,7	2,4	1,0	1,3	1,3	1,0	1,1	0,9	1,1	13,4
2	1,2	4,1	1,3	1,5	1,8	2,8	2,8	1,9	3,3	1,2	1,9	2,0	2,4	1,1	1,0	0,9	16,3
3	1,6	3,3	1,0	1,1	0,9	2,7	1,8	1,0	1,4	0,8	1,4	1,0	1,9	1,0	1,0	1,1	8,4
4	1,0	1,5	1,0	1,3	0,9	1,6	2,2	0,9	1,4	0,9	2,2	1,6	1,6	1,0	1,1	1,2	6,6
5	1,2	1,5	0,8	1,4	0,9	2,3	2,5	1,9	1,1	1,1	1,5	1,3	1,8	1,0	0,9	1,1	7,6
6	1,0	1,4	1,0	1,3	1,0	1,6	1,8	0,8	1,4	0,9	2,0	1,7	1,5	1,0	1,1	1,2	6,0
7	1,6	3,2	1,0	1,1	1,0	2,7	1,8	1,0	1,3	0,8	1,4	1,0	1,8	1,0	1,1	1,2	6,6

В слое почв 5-20 см, по сравнению со слоем 0-5 см, отмечается аналогичная вышеописанной картина, при этом наблюдается некоторое накопление, по сравнению со слоем 0-5 см, мышьяка, кобальта, марганца, алюминия, а для хрома, сурьмы, молибдена, наоборот, умеренное снижение их содержания. Зона геохимических последствий деятельности горнодобывающих предприятий на сельскохозяйственные и иные уго-

дья прослеживалась нами в виде невысоких максимумов концентрации отдельных элементов (кадмий, кобальт, сурьма) на расстоянии до 8-15 км [1].

Показатель суммарного химического загрязнения почв пашни варьирует в следующих диапазонах: в районе Михайловского горнодобывающего комплекса территория за пределами промзоны имеет Zc менее 16 (допустимое загрязнение), в районе расположения Старооскольско-Губкинского промышленного узла аналогичный показатель Zc до 16 характерен для южных территорий за пределами горно-обогатительных комплексов, в западном секторе между Лебединским горнодобывающим комплексом и г. Губкин для отдельных зон вдоль автомагистралей Zc иногда превышает пороговое значение «16» (умеренно опасное загрязнение).

В результате проведенных работ можно сделать ряд выводов. Превышения ПДК по тяжелым металлам на территории сельскохозяйственных угодий, примыкающих к горнодобывающим предприятиям КМА, не выявлено. Здесь наблюдаются умеренные превышения фоновых концентраций ряда элементов, что связано как непосредственно с горнодобывающей деятельностью, так и с работой автотранспорта. В целом экологическая ситуация за пределами границ горнодобывающих предприятий удовлетворительная.

Исследования выполнены в рамках реализации государственного задания Министерства образования и науки РФ Белгородским государственным национальным исследовательским университетом на 2016 г. (Код проекта: 185).

Литература

1. Экологическая ситуация в районах размещения горнодобывающих предприятий региона Курской магнитной аномалии: монография / А.Г. Корнилов и др. Белгород: ИД «Белгород» НИУ «БелГУ», 2015. 157 с.

2. Корнилов А.Г., Петин А.Н., Дроздова Е.А. Геоморфологические и эколого-экономические аспекты рекультивации отвалов вскрышных пород горнодобывающих предприятий региона КМА // Горный журнал. 2014. № 8. С. 74-78.

3. Геоэкологические проблемы оптимизации и биорекультивации отвалов вскрышных пород железорудных месторождений КМА / А.Г. Корнилов и др. Белгород: ИД «Белгород» НИУ «БелГУ», 2013. 124 с.

4. Подоба И.М., Климов А.В. Изучение загрязнения тяжелыми металлами почвенного и растительного покрова земель сельскохозяйственного использования в районе КМА // Тяжелые металлы в окружающей среде и охрана природы: Мат-лы 2-й Всесоюзной конф. М., 1988. С. 150-153.

5. Котенко Е.А., Морозов В.Н., Кушнеренко В.К., Анисимов В.Н. Геоэкологические проблемы КМА и пути их решения // Горная промышленность. 2003. С. 12-15.

УДК 550.47

ОСОБЕННОСТИ ПОВЕДЕНИЯ ЦИНКА В ПОДЗОЛЕ В ПРИСУТСТВИИ БАКТЕРИЙ

Дроздова О.Ю., Демин В.В., Завгородняя Ю.А., Лапицкий С.А.
МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: drozdova_olga@yahoo.fr

Почвы являются сложными динамическими системами, в которых происходят взаимодействия между органическими, неорганическими компонентами и биотой, играющие важную роль в распределении металлов в окружающей среде [1]. Микроорганизмы имеют большую площадь поверхности, которая может взаимодействовать с компонентами почвенного раствора. Поверхности бактериальных клеток могут сорбировать широкий спектр металлов, тем самым влияя на их подвижность [2]. Роль микробного накопления в распределении металлов в почве не так легко оценить по сравнению с другими микробными процессами. Есть несколько современных исследований, посвященных оценке влияния бактерий на кинетику растворения различных минералов [3-7]. Но результаты этих исследований не могут быть применены непосредственно к почвам, учитывая сложность системы и различия в механизмах реакций, участвующих во взаимодействиях «бактерии–почва».

Основная цель данной работы заключалась в исследовании влияния микробной активности на поведение цинка в подзоле вследствие происходящих параллельно геохимических, физико-химических и микробиологических процессов. Одновременное изучение биогеохимических циклов элементов и параметров биологической активности позволит предсказать ответ природных систем на изменение климата и антропогенное вмешательство.

Эксперименты проводились с двумя горизонтами подзола иллювиально-железистого (Северная Карелия; подзолистый и иллювиально-железистый горизонты) и почвенными аэробными бактериями *Pseudomonas aureofaciens*, выделяющими экзополисахариды. Бактерии культивировались на двух различных средах, что способствовало получению бактерий с аналогичным составом клеточных стенок, но различным содержанием экзополисахаридов (бактерии 2, выделяют большее количество полисахаридов, чем бактерии 1). Сорбционные эксперименты проводились в течение 24 часов, концентрация почвы составляла 4 г/л. Адсорбция цинка на стенках флаконов была менее 8%. Эксперименты по десорбции цинка проводились в растворе 0,005 M $NaNO_3$, с содержанием почвы в системе 1 г/л. Все эксперименты проводились в трех повторностях при непрерывном перемешивании суспензии.

Проведенные эксперименты по сорбции Zn различными горизонтами подзола показали (рис. 1), что сорбционная емкость подзолисто-гумусового (E_h) горизонта в 1,5 раза выше, чем иллювиально-железистого (B_f), что связанно с различиями в константах диссоциации функциональных групп гуминовых кислот и минеральных веществ, которые являются основными компонентами, связывающими цинк в данных горизонтах. Добавление в систему клеток *Pseudomonas aureofaciens* снижает сорбцию Zn горизонтом E_h подзола в 2 раза. В противоположность этому, присутствие бактерий не приводит к существенному изменению поглощения ионов Zn минеральным горизонтом. Одним из основных механизмов снижения сорбции Zn почвой в присутствии бактерий является экранирование почвенных частиц. Например, адсорбция на частицах почвы полисахаридов, выделяемых бактериями, может привести к их агрегации, и как следствие, уменьшению площади активной поверхности. Изотермы сорбции цинка подзолисто-гумусовым горизонтом в присутствии бактерий (рис. 1) имеют изгиб, что связано с блокировкой части сорбционных центров почвенных частиц. Рассчитанные значения констант адсорбционного равновесия говорят о том, что при конкуренции актив-

ных сорбционных центров сначала происходит заполнение почвенных, а потом бактериальных центров. При этом бактерии 1 слабее блокируют поверхность почвы, чем бактерии 2, что связано с меньшим содержанием полисахаридов в системе. Снижение содержания бактерий немного изменяет параметры адсорбции цинка. Из-за меньшего содержания бактерий (бактериальных адсорбционных центров) в исследуемой системе конкуренция активных центров выражена слабее.

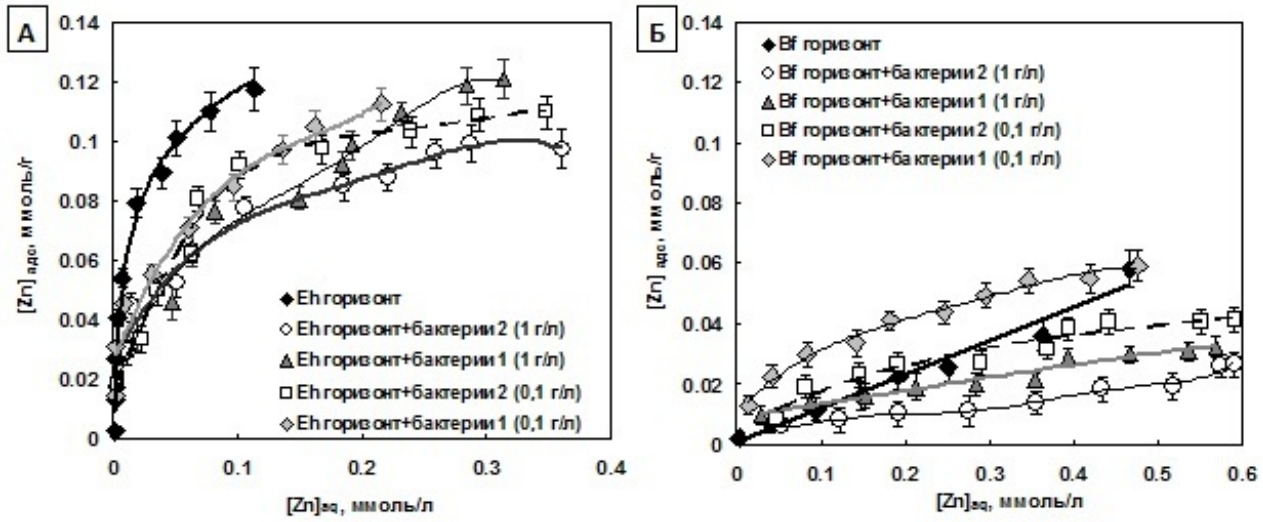


Рис. 1. Изотермы сорбции цинка почвой и клетками бактерий *Pseudomonas aureofaciens* в зависимости от равновесной концентрации металла в растворе (pH 6,9±0,1). А – подзолисто-гумусовый горизонт, Б – иллювиально-железистый горизонт

В течение первых 24 часов эксперимента по десорбции цинка с клетками живых бактерий, увеличение концентраций растворенного органического углерода (РОУ) составило 10-25%, что связано с выделением ими полисахаридов и других метаболитов. Позднее наблюдается уменьшение РОУ со временем и повышение содержания растворенного неорганического углерода, что свидетельствует о происходящих процессах биодеструкции растворимых органических веществ. За время экспериментов в абиотических системах содержание цинка в растворе увеличивается в 2 и 3,4 раза для горизонтов E_h и B_f, соответственно. Добавление бактерий в систему понижает скорость высвобождения цинка, наиболее заметное для иллювиально-железистого горизонта (табл. 1). Снижение скоростей и коэффициентов высвобождения Zn в присутствии живых бактерий по сравнению с абиотическими системами, скорее всего, связано с поглощением этих элементов внутри живых клеток.

Таблица 1

Значения коэффициентов высвобождения (R_R) цинка и констант скоростей первого порядка (k)

Системы	Горизонт E_h		Горизонт B_f	
	R_R	k	R_R	k
Абиотическая система	41	0,003	35	0,005
Система с бактериями	255	0,001	260	0,002

Полученные результаты показывают, что поведение металлов в системе, содержащей бактерии, может отличаться от поведения, предсказываемого на основе известных параметров комплексообразования и десорбции для абиотических систем. На поведение металлов в присутствии живых бактерий могут влиять: понижение pH раствора, присутствие в растворе полисахаридов, продуцированных бактериями, и биодегра-

дация комплексов металлов с органическим веществом почв. Результаты имеют значение для понимания роли бактерий в процессе мобилизации элементов из почв, происходящие в природе, и для улучшения стратегий реабилитации загрязненных ландшафтов.

Работа выполнена при поддержке грантов РФФИ №№ 14-05-00430_а, 15-05-05000_а, 16-55-150002_НЦНИ_а.

Литература

1. Ledin M., Krantz-Rolcker C., Allard B. Zn, Cd and Hg accumulation by microorganisms, organic and inorganic soil components in multi-compartment systems // Soil Biology and Biochemistry. 1996. Vol. 28. N. 6. P. 791-799.

2. Fein J.B. Quantifying the effects of bacteria on adsorption reactions in water-rock systems // Chemical Geology. 2000. Vol. 169. P. 265-280.

3. Wu L., Jacobson A.D., Hausner M. Characterization of elemental release during microbe-granite interactions at T = 28°C // Geochimica et Cosmochimica Acta. 2008. Vol. 7. N. 4. P. 1076-1095.

4. Bennett P.C., Rogers J.A., Hiebert F.K., Choi W.J. Silicates, silicate weathering, and microbial ecology // Geomicrobiology Journal. 2001. Vol. 18. P. 3-19.

5. Friis A.K., Davis T.A., Figueira M.M., Paquette J., Mucci A. Influence of *Bacillus subtilis* cell walls and EDTA on calcite dissolution rates and crystal surface features // Environmental Science & Technology. 2003. Vol. 37. P. 2376-2382.

6. Lüttge A., Conrad P.G. Direct observation of microbial inhibition of calcite dissolution // Applied and Environmental Microbiology. 2004. Vol. 70. P. 1627-1632.

7. Davis K.J., Nealson K.H., Lüttge A. Calcite and dolomite dissolution rates in the context of microbe-mineral surface interaction // Geobiology. 2007. Vol. 5. P. 191-205.

УДК 631.47

ПОДВИЖНЫЕ ФОРМЫ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ПОЧВАХ ЗАПАДНОГО КАВКАЗА И ПРЕДКАВКАЗЬЯ

Дьяченко В.В., Дьяченко Л.Г.
НПИ КубГТУ, Новороссийск, e-mail: v-v-d@mail.ru

Микроэлементы в почвах находятся в составе разнообразных химических веществ, поэтому их концентрация, миграционная способность и токсичность определяются системой соединений, характерных для данных ландшафтно-геохимических условий. Прочность закрепления химических элементов в различных соединениях неодинакова, и особое значение имеют, так называемые подвижные формы (ПФ), которые определяются в вытяжках с различной экстрагирующей способностью. В данной работе рассматриваются водная, ацетатно-аммонийная (обменные формы), солянокислая (прочно сорбированные или потенциально подвижные) вытяжки. Основной, имеющей санитарно-гигиенические нормативы, является ацетатно-аммонийная вытяжка (ААБ). Определение микроэлементов в вытяжках производилось методом атомно-абсорбционной спектроскопии. Всего было проанализировано 746 образцов почв. Валовое содержание определено эмиссионной спектроскопией и опирается на базу данных по югу России, включающую почти 10000 проб. Объектом исследований является верхний почвенный горизонт, равномерно опробованный до глубины 15-20 см. Основное внимание уделено наиболее токсичным тяжелым металлам Cd, Pb, Ni, а также Zn, Cu, Cr, Co, Mn, содержание которых нормировано как по общей концентрации, так и в подвижной форме (ААБ). Исследования наиболее распространенных и используемых геохимических ландшафтов (45) позволили сформулировать следующие основные положения:

1. Концентрация тяжелых металлов в водной вытяжке, как правило, составляет 0,1-2% от вала, в ААБ вытяжке - 1-25%, а в кислотной – 5-60%. Все рассмотренные тяжелые металлы устойчиво определялись в кислотной и ацетатно-аммонийной вытяжках, а в водных вытяжках оказались ниже предела чувствительности Pb, Co, Cd и Cr (иногда Ni).

2. Доля и уровень содержаний тяжелых металлов в подвижных формах находятся в зависимости от валовой концентрации, но не пропорциональны ей. В целом, по величине коэффициента корреляции кислотной вытяжки с валом рассмотренные элементы образуют следующий ряд – Cd (коэффициент корреляции 0, 45) > Mn (0,28) > Zn (0,22) > Cu (0,18) > Ni (0,11) > Co (-0,04) > Pb (-0,06) > Cr (-0,1). Но параметры корреляции могут существенно меняться в зависимости от ландшафтно-геохимических условий. Например, в черноземе обыкновенном наиболее высокая взаимосвязь характерна для Pb – коэффициент корреляции 0,42 и Cd – 0,36. Для водорастворимых форм ТМ корреляция с общим содержанием совершенно иная – Cu (0,42) > Pb (0,32) > Ni (0,13) > Mn (-0,03) > Zn (-0,30). Заслуживает внимания существенное значение отрицательной корреляции для цинка, что может быть обусловлено «зафосфачиванием» почв, в результате которого он становится недоступным для растений.

3. Ранжирование тяжелых металлов по уменьшению доли, приходящейся на подвижные формы, позволяет построить следующие ряды:

– солянокислая вытяжка: Cd (59,5%) > Mn (52,2%) > Cu (45,9%) > Pb (43,8%) > Co (28,4%) >Ni (27,4%) > Zn (11,7%) > Cr (5,6%):

– ацетатно-аммонийная: Cd (25,5%) > Pb (8,9%) > Mn (6,6%) > Co (4,8%) > Ni (3,2%) > Cu (2,7%) > Zn (2,4%) > Cr (1,0%);

– водная: Zn (1,88%) > Ni (1,23%) > Cu (0,77%) > Mn (0,32%) > Pb, Co, Cr, Cd (размещены по убыванию процента обнаружения).

Исходя из того, что соединения, извлекаемые кислотной вытяжкой, по сути подвижными не являются и характеризуют потенциальные запасы элементов, которые могут переходить в доступные для растений формы только в определенных условиях, уровень подвижности микроэлементов следует оценивать по ацетатно-аммонийной вытяжке.

4. Геохимическая специфика различных видов природопользования приводит к трансформации структуры форм нахождения металлов. В зависимости от особенностей технологий происходит увеличение или снижение концентраций, но в итоге всегда увеличивается интервал их колебаний. По степени уменьшения интервалов колебаний фоновых концентраций в почвах ландшафтов региона рассмотренные химические элементы можно расположить в следующий ряд – Cu (минимальные и максимальные средние содержания отличаются в 136 раз) > Pb (93) > Co (63) > Cd (60) > Cr (54) > Zn (52) > Mn (11) > Ni (5). При этом, валовые минимальные и максимальные средние концентрации 25 микроэлементов почвах всех 125 ландшафтов Северного Кавказа отличаются значительно меньше – от в 1,6 раза для Li, до в 7,1 раза для Cu [1].

На подвижность металлов в ландшафте оказывает влияние широкий круг факторов, которые можно разделить на две группы. Первая группа наиболее разнообразна и связана с условиями миграционной среды или матрицы, в которой находятся микроэлементы. Это: окислительно-восстановительная обстановка и щелочно-кислотные условия почв, уровень и динамика грунтовых вод, количество и распределение осадков, рельеф, растительный покров и другие. Вторая группа факторов связана с изменением баланса веществ за счет привноса или выноса химических соединений, зависимости подвижности тяжелых металлов от концентрации макроионов (особенно в районах с засолением) и т.д. Влияние этих факторов на подвижность различных элементов неодинаково и может трансформироваться в комплексе с другими.

Изучение дифференциации ТМ в пределах групп ландшафтов, объединенных по особенностям растительного покрова или вида природопользования, показало большую неоднородность содержаний обменных соединений по сравнению с валовыми. Наиболее значительная дифференциация обменных форм ТМ и, в большинстве случаев повышенные концентрации наиболее токсичных – Pb, Cd, Ni – наблюдаются в почвах техногенных ландшафтов. Повышение концентраций ТМ в ПФ сложно связать с влиянием видов природопользования (растительного покрова), поскольку в зависимости от природных условий размещения ландшафтов они проявляют себя по-разному. Исключением является Cu, содержание которой в почвах виноградников и садов в любых ландшафтно-геохимических обстановках и во всех формах нахождения максимальны (в среднем в валовой – 108,1 мг/кг, в сорбированной – 76,8, в обменной – 6,16, в водорастворимой – 1,13). Повышенные (в 1,5-3 раза) концентрации Mn, как наиболее биофильного и во многом обеспечивающего плодородие, характерны для почв естественных ландшафтов (лиственных и смешанных лесов). Почвы техногенных ландшафтов обеднены подвижным Mn, а повышенная концентрация обнаружена только в водных вытяжках из почв чайных плантаций. Содержания химических элементов (во всех формах нахождения) в почвах пастбищных ландшафтов имеют промежуточные значения, что соответствует их переходной позиции (антропогенные модификации) между естественными и техногенными.

Среди сельхозландшафтов наиболее низкие содержания металлов, особенно Cd (0,16 мг/кг), Cu (0,53 мг/кг), Zn (2,45 мг/кг), Pb (2,65 мг/кг) в обменной форме (и валовом содержании) отмечаются в почвах богарных пашен. Сокращение количества обменных форм сопровождается иногда более чем трехкратным увеличением водорастворимых соединений в почвах. Очевидно, интенсивное богарное земледелие усиливает деструкцию органического вещества, эрозию почв обеспечивая повышение доли водорастворимых форм в вытяжках ААБ до 80%, поглощение растениями, вынос из ландшафта и сокращение общих запасов металлов в почвах. По В.В. Добровольскому [2] кон-

центрация микроэлементов в почвенном растворе поддерживается благодаря равновесию между твердой и жидкой фазой, соотношением миграционных и инертных форм на определенном уровне, характерном для данных условий. Изменение геохимической обстановки приводит к фиксации или мобилизации химических элементов и саморегуляции мигрирующих масс, управляющим звеном в которой является почва. Вероятно, это один из факторов снижения концентраций некоторых металлов и, особенно, Pв в почвах Краснодарского края, обнаруженного в последние годы в отличие от других регионов [3].

Низкие содержания водорастворимых Cu и Zn свойственны почвам болот (0,25 и 1,77 мг/кг) и рисовников (0,32 и 1,73 мг/кг), но это результат глеевой обстановки. Им же свойственна минимальная разница содержаний ТМ в почвах различных ландшафтов, поэтому валовые концентрации отличаются в 1,1-1,3 раза, обменные – в 1,2-3,0. То же характерно для чайных плантаций с различием общих запасов до 1,1 раза, а обменных – в 1,2-1,9.

Среди ландшафтных факторов формирования системы соединений химических элементов в почвах особую роль играет рельеф. Довольно часто на уровне катен и ландшафтно-геохимических систем обнаруживается, что уровень концентраций и степень обогащенности почв микроэлементами (относительно горных пород) увеличивается вниз по склону. Кроме очевидного факта, что в нижней части склонов почвы, как правило, более мощные (за счет делювия, а горах за счет постепенного оползания склонов), имеют более развитый, зрелый почвенный профиль, высокую степень выветривания первичных минералов, более тяжелый грансостав есть еще один фактор. Это формирование водно-суспензионного стока, который приводит к геохимической дифференциации почв различных частей склона.

Основу или матрицу поверхностного и внутрипочвенного стока на Кавказе формируют атмосферные осадки с pH 6-6,5 и $Na\text{-}HCO_3$ классом водной миграции. Ввиду очень низкой минерализации их химизм быстро меняется при контакте с компонентами ландшафта [4], прежде всего, почвами и растительным опадом, так как в условиях расчлененного рельефа и высокой динамики движения вод времени контакта с горными породами для перехода в раствор большинства компонентов недостаточно. В результате уже в элювиальных позициях конкуренцию Na составляет биогенный Ca, а HCO_3 быстро покидающий горные породы в процессах выветривания Cl. При движении миграционного потока вниз по склону трансформация почвенных растворов нарастает, в каждой высотной зоне происходит насыщение подвижным (типоморфным, доминирующим) и тонкодисперсным веществом. Поэтому Na постепенно вытесняется Ca, а при сохранении ведущей роли HCO_3 конкуренцию ему составляет SO_4 (замещающий транзитный Cl). Постепенное насыщение почвенного стока суспензией и растворимым веществом приводит к обогащению почв нижних частей склона подвижными компонентами и тонкодисперсными частицами.

В результате, при всем разнообразии ландшафтов и геохимических особенностей на пути миграционного потока в нижней части склона повышаются концентрации большинства химических элементов, но по степени обогащения почв, относительно почвообразующих горных пород, доминируют наиболее подвижные и легко сорбируемые в данных условиях химические соединения и микроэлементы. Поэтому в средних и верхних частях склона могут быть различные последовательности микроэлементов по Крд, но в нижней части она практически неизменна и представлена следующим рядом – Cd > Pb > Zn > Cu как в высокогорных, так и в среднегорных условиях Кавказа, что соответствует представленной ранее степени их подвижности в данных ландшафтных условиях.

Пространственно-временная вариабельность подвижных форм микроэлементов в почвах изучалась в различных частях каскадной системы Западного Кавказа от субаль-

пийских лугов до равнин Предкавказья в течение нескольких лет. Задачей исследований являлось установление сезонной и годовой динамики ТМ. С этой целью в различных высотных поясах были заложены профили, ориентированные вниз по склону и пересекающие различные природные и техногенные ландшафты. Каждый профиль включал от 7 до 12 точек. Результаты исследований позволили сформулировать следующие выводы.

1. Изучение динамики ТМ показывает, что их содержание в почвах ландшафта не является абсолютно неизменным. Но, размах как сезонных, так и годовых колебаний концентраций химических элементов во всех формах нахождения невелик и, как правило, менее 20%, то есть находится в пределах точности анализа. Такие элементы, как Pb, Co и Cd более стабильны, чем Cu, Cr и Zn,. Их содержание в обменной форме иногда подвержено даже меньшим изменениям, чем в валовой.

2. По вариабельности (V, %) содержаний химических элементов за весь период наблюдений можно построить следующие ряды:

– для валовых форм: Zn (3,7) < Pb (4,8) < Cu (5,9) < Cd (6,5);

– для сорбированных: Cd (8,8) < Pb (9,4) < Cu (12,8) < Zn (16,3);

– для обменных: Pb (10,0) < Cd (10,4) < Cu (18,0) < Zn (46,2).

3. Динамика содержаний ТМ в почвах техногенных, биогенных и антропогенных модификаций природных ландшафтов (пастбищных) отличается заметно, и в техногенных она сильнее. Роль техногенного фактора подчеркивается промежуточным положением пастбищных ландшафтов. Ряды элементов по вариабельности обменной формы имеют следующий вид:

– для природных ландшафтов: Cd (3,9) < Pb (4,1) < Zn (22,5) < Cu (24,0);

– для пастбищ: Zn (4,8) < Pb (5,0) < Cd (6,0) < Cu (17,0);

– для техногенных ландшафтов: Pb (10,2)< Cd (10,7) < Cu (17,7) < Zn (47,2).

4. Стабильность содержаний микроэлементов, как в ПФ, так валовой, становится еще более очевидной при проведении ранговой корреляции точек на мониторинговых профилях. При естественных колебаниях концентраций микроэлементов во всех формах нахождения экстремальные значения (первые и последние места) во всех катенах в 80-97% случаев сохраняются за одними и теми же мониторинговыми точками в течение всего периода наблюдений. Наиболее вариабельны обменные формы Cd и Zn. Таким образом, абсолютная и относительная концентрации микроэлементов в подвижных формах в конкретной точке ландшафта являются достаточно устойчивым параметром, а повышенная пространственная и ландшафтная вариабельности значений (иногда вызывающая недоверие к анализам) – результат очень чуткой реакции на малейшее изменение миграционных параметров среды.

5. Значительный вклад в особенности динамики ТМ вносит гидротермический режим почв и, особенно заметны степень увлажнения, определяющая насыщенность почвенных растворов и влияющая на щелочно-кислотные и окислительно-восстановительные условия.

Все приведенные выше материалы и выводы, а также результаты мониторинговых исследований почв Ростовской области [5] позволяют считать, что среднее содержание элементов в обменной форме (хотя и с большей величиной вариабельности значений по сравнению с валовым содержанием) рассчитанное для конкретного ландшафта, является величиной относительно стабильной и к ней применимы такие понятия, как фоновое содержание и региональный кларк. Различные соотношения между валовой концентрацией и долей ПФ соответствуют определенной обстановке, и их изучение позволяет интерпретировать эти условия с точки зрения миграционных параметров геосистемы, что делает возможным оценку ее состояния и моделирование. Фактически, их соотношение является индикатором, позволяющим определить ключевые особенности функционирования ландшафтно-геохимической системы. Таким

образом, при наличии региональных (фоновых) и ландшафтных характеристик общего содержания и структуры форм нахождения, даже по ограниченному объему опробования, с одновременным использованием нескольких вытяжек, отличающихся экстрагирующей способностью, можно сделать достаточно объективные выводы (при качественных аналитических работах).

Работа выполнена при поддержке РФФИ (грант 13-05-96514 р_юг_а) и базовой части Госзадания Минобрнауки РФ (проект № 2284).

Литература

1. Дьяченко В.В., Ляшенко Е.А., Бургонский Д.Ю. Проблемы эколого-геохимического нормирования почв юга России // Безопасность в техносфере, Москва, №6, 2008. С.28-36

2. Добровольский В.В. Основы биогеохимии: Учебное пособие. - М.: Высш. шк., 1998. 413 с

3. Дьяченко В.В. Геоэкология ландшафтов Северного Кавказа (формирование, состояние, перспективы) // Труды ЮНЦ РАН. Современные проблемы природы Кавказа / Гл. ред. акад. Г.Г. Матишов. Ростов-на-Дону: Изд-во ЮНЦ РАН. Том 3: Биоразнообразие и трансформация горных экосистем Кавказа, 2007. С. 39-60.

4. Дьяченко В.В., Матасова И.Ю. Загрязнение и динамика микроэлементов в почвах юга России // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология. Москва, №4, 2015 С. 324-332.

5. Минкина Т.М. Соединения тяжелых металлов в почвах Нижнего Дона, их трансформация под влиянием природных и техногенных факторов. Дис. … док. биол. наук. – Ростов-на-Дону, 2008. 441 с.

УДК 581.55:631.416.9(292.481)

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В КУСТАРНИЧКОВО-ЛИШАЙНИКОВО-МОХОВОЙ ТУНДРЕ

Елькина Г.Я., Лаптева Е.М.

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, Сыктывкар, e-mail: elkina@ib.komisc.ru

Изучение параметров биологического круговорота тяжелых металлов (ТМ), запасов их в составе растительных сообществ является актуальным как для экологической характеристики биоценозов, так и для проведения мониторинга. Роль последнего увеличивается в связи с промышленным развитием территорий и опасностью атмосферного загрязнения ландшафтов ТМ в результате трансграничного переноса воздушных масс. Устойчивость биоценозов в условиях антропогенной нагрузки во многом определяется стабильностью биологического круговорота. Актуальность исследований обусловлена тем, что содержание ТМ в почвах и растениях Большеземельской тундры изучены недостаточно, сведения по некоторым металлам отсутствуют. Значимость выполняемой работы возрастает в связи с наблюдаемыми изменениями температурных параметров, которые не могут не отразиться на круговороте элементов.

Нами изучалось содержание ТМ, жизненная необходимость которых (цинк, медь, кобальт, никель) для растений известна, а также содержание свинца и кадмия, роль которых в растениях до конца не ясна. В высоких концентрациях все эти элементы токсичны для растений; наибольшей токсичностью отличается кадмий [1].

Исследования проводили в Воркутинском районе Республики Коми, в кустарничково-лишайниково-моховой тундре с морозобойными пятнами (67°35.4′ с.ш., 64°09.9′ в.д., 150 м н.у.м.). Участок, где закладывали трансект для определения мозаичности растительных сообществ (1 м×10 м) и пробные площадки для учета биомассы (0,2 м×10 м), расположен на склоне юго-юго-западный экспозиции с уклоном около 3°. Почва тундровая торфянисто-глееватая мерзлотная.

Определение микроэлементов в растениях осуществляли после разложения смесью азотной кислоты и перекиси водорода на СВЧ – минерализаторе “Минотавр-1” методом спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ПНДФ 16.1:2.3:3.11-98). Анализы выполнялись в аккредитованной экоаналитической лаборатории Института биологии.

Полевые исследования показали, что на участке преобладают гипновые зеленые мхи (*Hylocomium splendens*). Пятнами встречаются лишайники, наиболее распространены цетрария исландская (*Cetraria islandica*) и цетрария снежная (*Cetraria nivalis*). Видовой состав сосудистых растений невелик. Из кустарников встречаются ива филиколистная (*Salix phylicifolia*) и береза карликовая (*Betula nana*), из кустарничков – голубика обыкновенная (*Vaccinium uliginosum*) и брусника обыкновенная (*Vaccinium vitis-idaea*), из травянистой растительности – осока шаровидная (*Carex globularis*) и овсяница овечья (*Festuca ovina*). Фитоценоз представлен тремя растительными сообществами: кустарничково-моховое, кустарничково-лишайниково-моховое, кустарничково-лишайниковое, площади под которыми составляют соответственно 65.6, 17.9 и 16.5%.

Аккумуляция ТМ в биоценозах в значительной мере определяется составом растительных сообществ, величиной сформировавшейся биомассы, содержанием этих элементов в произрастающих растениях, в их разлагающихся остатках, а также скоростью биологического круговорота.

Максимальная фитомасса (29,0 т/га) сосредоточена в кустарничково-моховом сообществе, на 57,3% она представлена мхами. Доминирование мхов ведет к замедленному биологическому круговороту: мортмасса (103,1 т/га) значительно превышает массу живых растений. Минимальный запас фитомассы (15,7 т/га) формируется в кус-

тарничково-лишайниковом биоценозе, доля лишайников в ней составляет 76,1%. Запас мортмассы в сообществе с лишайниками также невысок – 28,3 т/га. Кустарничково-лишайниково-моховое сообщество занимает промежуточное положение.

Таблица 1

Содержание тяжелых металлов в биоценозах кустарничково-мохово-лишайниковой тундры

Растение, органы, состояние		Cu		Pb		Cd		Zn		Ni		Co	
		мг/кг	±Δ	мг/кг	±Δ	мг/кг	±Δ	мг/кг	±Δ	мг/кг	±Δ	мг/кг	±Δ
Мох		6,3	1,3	3,6	0,9	0,47	0,24	64	13	6,5	2,3	1,4	0,6
Мох слабо разложившийся		13,0	3,0	10,0	3,0	1,10	0,60	96	19	6,9	2,4	3,2	1,3
Мох средне разложившийся		16,7	3,5	15,0	4,0	1,20	0,60	95	19	20,5	7,0	5,0	2,0
Мох разложившийся		16,7	3,5	12,7	3,3	1,10	0,60	71	14	25,5	9,0	9,7	3,8
Лишайники		4,7	1,0	5,2	1,3	0,34	0,17	23	5	4,8	1,7	1,1	0,4
Лишайники разложившиеся		21,0	4,0	16,0	4,0	1,40	0,70	90	18	22,5	8,0	6,3	2,5
Ива филико-листная	побеги	5,2	1,0	0,9	0,2	2,20	1,10	350	70	3,4	1,2	0,6	0,2
	листья	4,0	0,8	1,1	0,3	1,30	0,70	190	40	3,2	1,1	1,1	0,4
	корни	4,7	0,9	4,8	1,2	1,40	0,70	230	50	4,4	1,6	0,7	0,3
Береза карликовая	побеги	6,6	1,3	1,6	0,4	0,23	0,12	250	50	2,8	1,0	0,4*	–
	листья	4,7	1,0	1,4	0,4	0,06*	–	240	50	2,5	0,9	0,4*	–
	корни	5,4	1,1	1,5	0,4	0,56	0,28	170	30	2,9	1,0	0,4*	–
Кустарники, отмершие остатки		5,6	1,1	2,3	0,6	0,57	0,29	160	30	4,6	1,6	1,3	0,5
Брусника		4,6	0,9	0,8	0,2	0,40	0,20	39	8	1,6	0,6	0,3*	–
Голубика		25,0	5,0	1,5	0,4	0,52	0,26	68	14	2,2	0,8	0,2*	–
Травы	надземная часть	4,1	0,8	0,5	0,1	0,13	0,07	60	12	2,4	0,9	0,4*	–
	корни	91,0	18	7,6	1,9	1,10	0,60	140	28	10,0	4,0	2,4	1,0
	отмершие остатки	10,0	2,0	5,4	1,4	0,80	0,40	54	11	9,0	3,0	2,8	1,1

* Содержание ниже чувствительности метода

Общая фитомасса кустарничково-мохово-лишайниковой тундры (с учетом площадей, занимаемых выделенными сообществами) составляет 25,5 т/га. Более половины (50,3%) из нее приходится на мхи, 25,5% на кустарники и кустарнички. Мортмасса, существенно превышая массу живых растений, составляет 85,2 т/га.

В растениях тундровых сообществ наиболее велико содержание цинка, менее всего кадмия (табл. 1). Цинком более богаты кустарники особенно ива. Меньше его содержат листостебельные мхи. Медью наиболее более богата голубика. Во мхах ее немного (6,3-8,7 мг/кг). Близко к этому содержание меди и в кустарниках. Особенно низкое содержание меди, как и цинка, характерно для лишайников.

По содержанию никеля растения незначительно отличаются друг от друга, больше его во мхах. Содержание свинца также более значительно во мхах и лишайниках. Максимальное количество кадмия приходится на побеги и листья ивы (1,3-2,2 мг/кг). В преобладающих в тундре споровых растениях его количество ниже. Содержание кадмия в травянистых растениях очень низкое. Корни, играющие роль барьера, сдерживают поступление токсичного элемента в растения. Содержание остальных элементов в корнях трав также выше. Наиболее значительная разница между содержанием элементов в корнях и надземной массе характерна для меди и свинца.

При изучении связей между содержанием элементов в почве и растениях было установлено, что в преобладающих в кустарничково-моховом сообществе листостебель-

ных мхах происходит аккумуляция цинка и кадмия. Содержание цинка в вегетирующей части мхов превышает их количество в почве в 1,44, кадмия в – 1,34 раза.

Согласно градации А.И. Перельмана (1975) цинк по коэффициенту биологического поглощения относится к сильно накопляемым элементам, кадмий же, так же как и другие изученные нами ТМ, входят в группу слабого накопления и среднего захвата. Близкие показатели по аккумуляции кадмия и цинка свидетельствуют о преобладающем атмосферном поступлении кадмия в листостебельные мхи.

В разложившихся остатках мхов содержание изученных элементов выше в среднем в 2,8 раза. Больше всего элементов аккумулируется в остатках с большей степенью разложения. В мортмассе выше содержание свинца, кобальта и никеля, эти элементы меньше используются растениями.

Кустарничково-моховое сообщество отличается наибольшими запасами ТМ как в фитомассе, так и в мортмассе. В целом в растениях и в разлагающихся органических остатках больше всего цинка, затем никеля, меди, менее всего кадмия (табл. 2). В кустарничково-лишайниково-моховом биоценозе запасы микроэлементов несколько ниже. Доминирование мхов, отличающихся низкой скоростью разложения, при незначительном обилии сосудистых растений с более быстрой ротацией, приводит к замедленному биологическому круговороту. Основная часть изученных элементов (69-94%) сосредоточена в остатках листостебельных мхов.

Таблица 2

Запасы тяжелых металлов в биоценозах кустарничково-мохово-лишайниковой тундры

Биомасса	Запасы элементов, кг/га					
	Cu	Pb	Cd	Zn	Ni	Co
Кустарничково-моховое сообщество						
Живые растения	0,51	0,11	0,019	3,42	0,19	0,04
Отмершие остатки	1,77	1,43	0,125	9,81	2,22	0,75
Общая	2,28	1,55	0,144	13,23	2,41	0,79
Кустарничково-лишайниково-моховое сообщество						
Живые растения	0,39	0,11	0,013	2,26	0,16	0,04
Отмершие остатки	1,35	1,14	0,106	5,99	1,78	0,57
Общая	1,75	1,25	0,118	8,25	1,93	0,60
Кустарничково-лишайниковое сообщество						
Живые растения	0,24	0,09	0,007	0,89	0,09	0,02
Отмершие остатки	0,63	0,46	0,042	2,70	0,67	0,19
Общая	0,86	0,54	0,049	3,59	0,75	0,21
Тундра в целом, кг/га						
Живые растения	0,45	0,11	0,016	2,79	0,17	0,04
Отмершие остатки	1,51	1,22	0,108	7,95	1,88	0,62
Общая	1,95	1,33	0,123	10,74	2,05	0,66
Тундра в целом, % от общих запасов						
Живые растения	22,9	8,2	12,8	26,0	8,1	5,4
Отмершие остатки	77,1	91,8	87,2	74,0	91,9	94,6

Наиболее низкая аккумуляция элементов характерна для биоценоза с преобладанием лишайников. Произрастающие на более высоких и дренированных элементах микрорельефа лишайники несколько лучше обеспечены теплом, а аэробные условия способствуют большей интенсивности их минерализации.

В целом в фитомассе и мортмассе тундровых биоценозов в большей мере накапливается цинк. Менее значительна аккумуляция никеля, меди и свинца. Суммарные запасы кобальта и кадмия не велики. В вегетирующих растениях более высока доля цинка (26,0%), и меди (22,9%), наиболее низко относительное количество кобальта (5,4%). Основные запасы (более 90%) кобальта, никеля и свинца сосредоточены в отмерших

остатках растений. Цинк и медь в большей мере, чем остальные элементы участвуют в физиологических процессах, вследствие чего относительное количество этих элементов в живых органах выше.

Скорость кругооборота микроэлементов (как соотношение между количеством элементов в растительных остатках к количеству их в органах растений) в основном определяется потребностью растений. Наиболее интенсивный кругооборот характерен для меди (3,4), цинка (2,8), средний – для кадмия (6,8), низкий – для кобальта, никеля и свинца (17,5; 11,4; 11,2). Достаточно высокая интенсивность круговорота кадмия может быть связана с поступлением элемента с осадками в качестве загрязнителя. Скорость цикла большинства элементов в биоценозах с преобладанием лишайников выше, чем в сообществах с доминированием листостебельных мхов, что, как уже отмечалось, приводит к менее значительной аккумуляции элементов. Скорость круговорота цинка в отличие от других элементов близка для всех биоценозов. В целом же доминирование мхов при незначительном количестве сосудистых растений с более быстрой ротацией способствует замедленному кругообороту элементов.

Таким образом, аккумуляция ТМ в биоценозах тундры в значительной мере определяется составом растительных сообществ, величиной сформировавшейся биомассы, содержанием элементов в произрастающих растениях и в их разлагающихся остатках и скоростью биологического круговорота. Запасы ТМ в общей массе органического вещества кустарничково-лишайниково-моховой тундры могут быть представлены рядом: Zn > Ni > Cu > Pb > Co > Cd, в живых растениях: Zn > Cu > Ni > Pb > Co > Cd.

Литература

1. Kabata-Pendias A. Trace metals in soils – agricultural and ecological assessment // Biogeochemistry and Geochemical Ecology / Ecology and the biogeochemical study of taxons of the biosphere. Moscow: GUN NPC TMG MZ RF, 1999. P. 57-65.

2. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.: Высшая школа, 1975. 341 с.

УДК 550.462:504.3.054:621.584.1

УГЛЕФИЛЬНЫЕ ХИМИЧЕСКИЕ ЭЛЕМЕНТЫ В СОСТАВЕ ТВЕРДЫХ ПРИМЕСЕЙ СНЕГА НА СЕВЕРЕ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

Ермолов Ю.В., Черевко А.С., Махатков И.Д.

Институт почвоведения и агрохимии СО РАН, Новосибирск, e-mail: ermolov.07@mail.ru

При анализе концентраций химических элементов в прокаленных твердых примесях снега из фоновых районов таежной зоны Западной Сибири (ЗС), 57-64° СШ, 73-81° ВД, измеренных методом атомно-эмиссионной спектрометрии [1], было обнаружено снижение насыщенности примесей многими химическими элементами (Be, La, Ga, Yb, Mo, Ni, Sn, Sr, Ce) по мере увеличения содержания примесей в снеге. Наиболее четко данная зависимость выражена для бериллия – одного из самых углефильных элементов [2]. Она имеет вид степенной функции (рис. 1) и, на наш взгляд, является следствием варьирования в примесях соотношения двух генетически разных компонентов – «угольного» и «почвенно-биогенного».

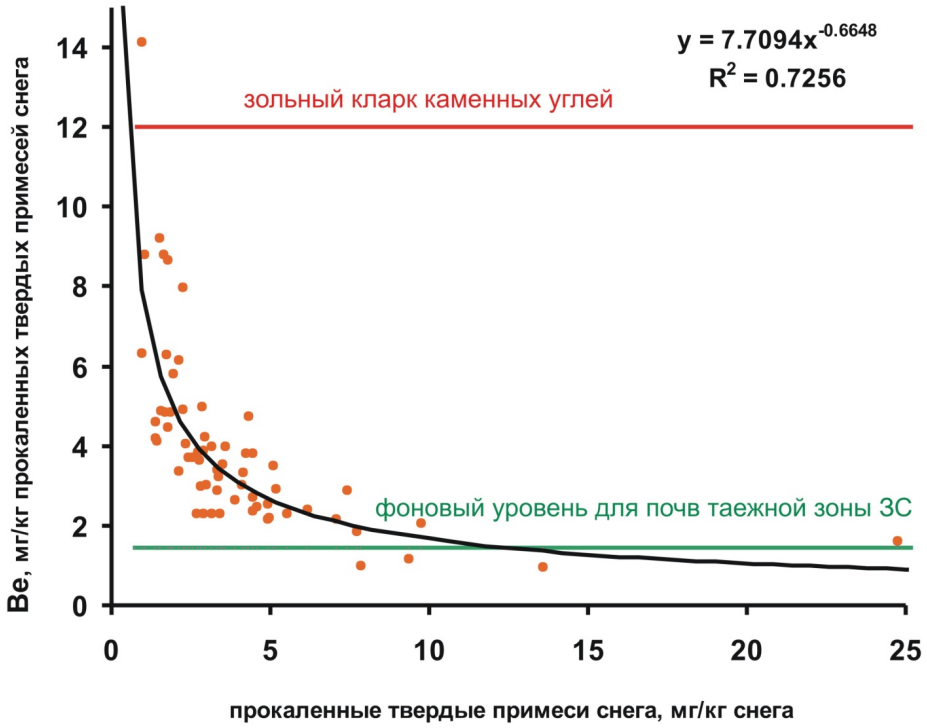


Рис. 1. Концентрации Be в прокаленных твердых примесях снега (n=65) в зависимости от содержания этих примесей в снеге

Первый компонент содержит бериллий на уровне зольного угольного кларка [2], являясь, по-видимому, веществом выбросов сжигающих уголь производств (ТЭЦ, металлургические заводы). Ближайшие из таких предприятий размещены на юге Урала и Западной Сибири и удалены от мест отбора проб на несколько сотен километров. Таким образом, поступление «угольного» компонента в обследованный район осуществляется за счет дальнего атмосферного переноса, а значит, сопровождается сильным рассеиванием. Вследствие этого его содержание в снеге, вероятно, варьирует слабо, ориентировочно находясь на уровне 0,8 мг/кг снега (минимум значений по оси X на рис. 1).

Во втором компоненте примесей концентрация бериллия значительно ниже (приблизительно, в 10 раз), чем в веществе «угольного» компонента и весьма близка к

значениям почвенного фона таежной зоны Западной Сибири (минимальные значения по оси Y на рис.1). В связи с этим, второй компонент, скорее всего, имеет почвенно-биогенное происхождение. Его количество в твердых примесях снега варьирует в очень широком диапазоне (пределы диапазона различаются более чем в 100 раз). Такая изменчивость обусловлена сильным влиянием локальных факторов на поступление почвенно-эрозионных частиц [3] и биогенного материала в снег. Вследствие этого почвенно-биогенный материал в разной мере разбавляет более стабильную по количеству «угольную» составляющую твердых примесей снега, что и является причиной описанного тренда. В большинстве изученных проб содержание почвенно-биогенного материала многократно превышает концентрацию «угольного» компонента, в результате чего, выявить в них присутствие этого компонента по концентрации бериллия и других углефильных элементов невозможно. Но в пробах, взятых с хорошо изолированных от локального загрязнения снега участков, например, внутри крупных массивов верховых болот, «угольный» компонент, вероятно, преобладает.

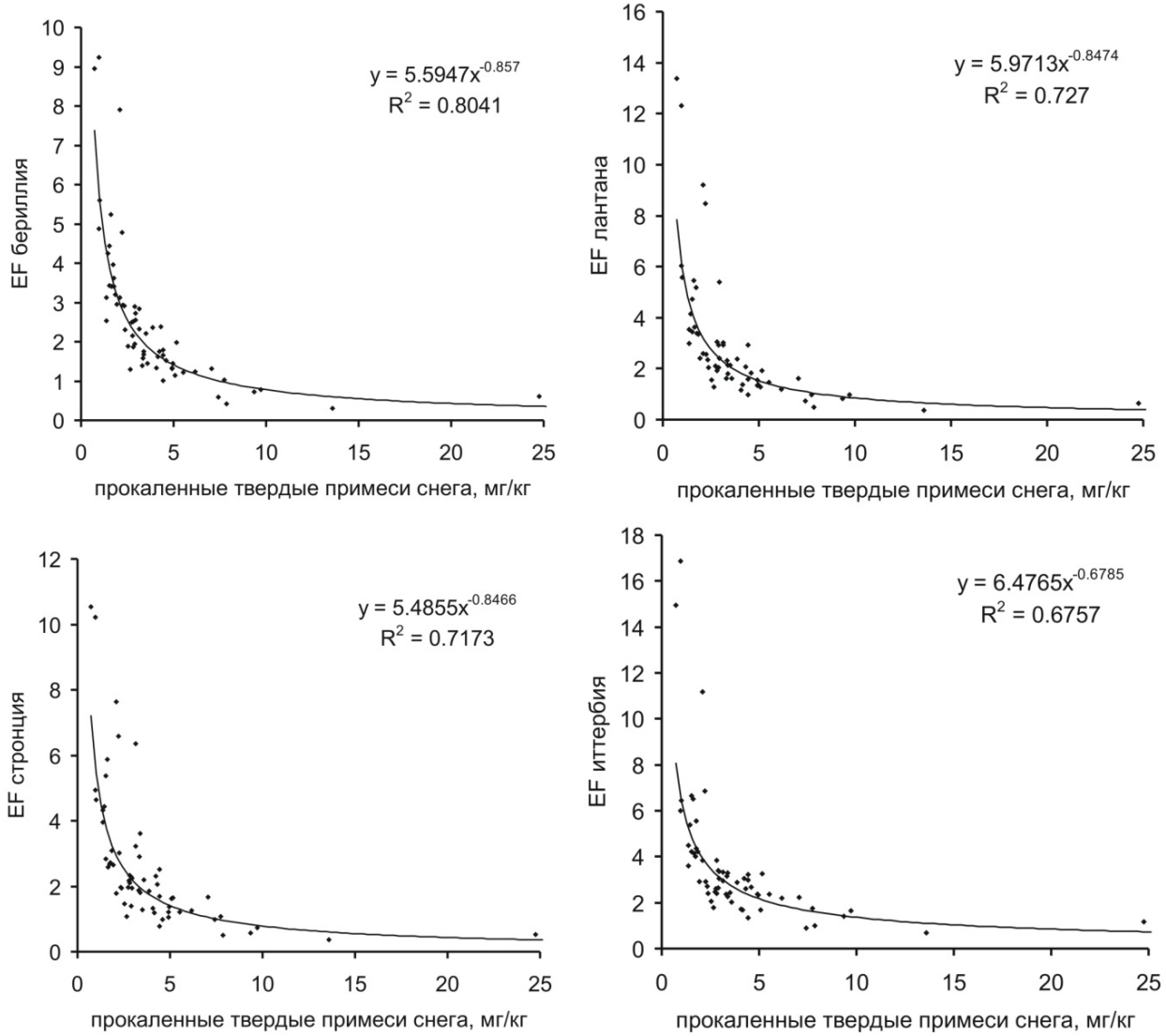


Рис. 2. Коэффициенты обогащения (EF) прокаленных твердых примесей химическими элементами (Be, La, Yb, Sr) по отношению к континентальной земной коре в зависимости от содержания этих примесей в снеге

Подтверждают такой вывод и коэффициенты обогащения примесей снега указанными выше химическими элементами относительно верхней континентальной

земной коры (enrichment factors – EF, при расчете которых в качестве нормирующего литофильного химического элемента нами был использован кремний). Значения EF, как и концентрации, закономерно снижаются по мере увеличения содержания примесей в снеге. Наиболее строго эта закономерность проявляется для бериллия и ряда других углефильных элементов (La, Yb, Sr), имеющих к тому же довольно близкие диапазоны варьирования значений EF (рис. 2). В основном коэффициенты обогащения не превышают 10-ти, указывая на преобладание почвенно-эрозионного источника поставки этих элементов в примеси снега [3]. И лишь в снеге с минимальными концентрациями твердых примесей, где, следуя нашей гипотезе, доля почвенно-биогенного материала незначительна, величины EF приближаются к 10-ти – для бериллия и стронция, или превышают этот условный рубеж – для лантана и иттербия, свидетельствуя о преобладании поступления перечисленных элементов в твердых примесях снега за счет выбросов сжигающих уголь производств.

Возможно, бериллий и другие углефильные элементы (прежде всего германий [4]) более перспективны для количественной оценки техногенного загрязнения фоновых районов по сравнению с привычными «техногенными» элементами (Cd, Pb, Hg) ввиду того, что сжигание угля является наиболее мощным источником глобального техногенного аэрозольного загрязнения атмосферы. Выявленные закономерности могут быть полезны для выяснения элементного химического состава фоновых техногенных аэрозолей и их вклада в атмосферное загрязнение Арктики.

Литература

1. Черевко А.С., Сысо А.И., Полякова Г.Е. Одновременное атомно-эмиссионное спектрографическое определение с дуговым аргоновым двухструйным плазмотроном макро- и микроэлементов в золе растений растительных материалов // Агрохимия. 2000. №10. С. 75-82.

2. Юдович Я.Э., Кетрис М.П. Токсичные элементы примеси в ископаемых углях. Екатеринбург: УрО РАН, 2005. 649 с.

3. Ермолов Ю.В., Махатков И.Д., Худяев С.А. Фоновые концентрации химических элементов в снежном покрове центрального сектора Западной Сибири. // Оптика атмосферы и океана. 2014. Т. 27. № 09. С. 790-800.

4. Куценогий К.П., Куценогий П.К. Аэрозоли Сибири. Итоги семилетних исследований.// Сибирский экологический журнал. 2000. №1. С. 11-20.

УДК 581.192.6:58.01:58.009:57.053

К ВОПРОСУ О МЕХАНИЗМЕ ГИПЕРАККУМУЛЯЦИИ РАДИОЦЕЗИЯ РАСТЕНИЯМИ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЦЕНТРА РУССКОЙ РАВНИНЫ

Железнова О.С.(1,2), Тобратов С.А.(2), Черных Н.А.(1)

(1) *Российский университет дружбы народов, Москва, e-mail: zheleznova_rzn@mail.ru*

(2) *Рязанский государственный университет имени С.А. Есенина, Рязань, e-mail: tobratovsa@mail.ru*

Биологические особенности растений – один из важнейших факторов, определяющих интенсивность биопоглощения радиоцезия ^{137}Cs и его накопления в фитомассе подземных и надземных органов. Согласно [1], существуют две фундаментальные стратегии устойчивости (толерантности) растений к воздействию повышенных количеств ряда химических элементов. Одна из них – стратегия исключения – предполагает наличие у растения антиконцентрационных физиологических барьеров, препятствующих аккумуляции токсичного элемента в надземной фитомассе. Другая – стратегия гипераккумуляции – заключается в его накоплении в надземных органах в концентрациях, превышающих почвенные. Загрязнение радиоцезием обширных территорий в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции привело к активному поиску растений-гипераккумуляторов ^{137}Cs, важных для фитомелиорации. Однако, несмотря на определенные успехи в этом направлении, механизмы гипераккумуляции ^{137}Cs, насколько нам известно, по-прежнему слабо изучены.

В настоящей работе представлены результаты изучения аккумуляции ^{137}Cs и ^{40}K – элементов, аналогичных по химическим свойствам, но принципиально различных по своей биофильности, в различных структурных компонентах подтаежных фитоценозов Южной Мещеры. Почвенно- и биогеохимическое опробование проведено нами в 2013-2015 гг. На основании измеренных значений удельной активности ^{137}Cs и ^{40}K в образцах фитомассы и почв (с использованием сцинтилляционного гамма-спектрометра «УСК Гамма-плюс» с программным обеспечением «Прогресс») рассчитаны факторы дискриминации (DF) K/Cs (табл. 1) [по 2]: $DF = (K_{plant} / Cs_{plant}) \div (Cs_{soil} / K_{soil})$, где K_{plant} и K_{soil} – удельная активность ^{40}K (Бк/кг) во фракции фитомассы и в почве соответственно; Cs_{plant} и Cs_{soil} – удельная активность ^{137}Cs (Бк/кг) во фракции фитомассы и в почве соответственно.

DF позволяет судить о том, как и насколько изменяется почвенное соотношение K/Cs в растительном организме. Величины DF >> 1 свидетельствуют об активном избирательном поглощении K растением и о функционировании цезиевого барьера для данной фракции.

Значение DF, близкое к 1, является индикатором пассивного характера поглощения K и ^{137}Cs. Отсутствие избирательности мембранного транспорта приводит к тому, что в растительных тканях сохраняется почвенное соотношение K/Cs. Значения DF < 1 отражают более активное – в сравнении с почвенной средой – накопление в биообъекте ^{137}Cs.

Из табл. 1, в частности, следует, что значения DF >> 1 (то есть стратегия исключения ^{137}Cs) характерны, как правило, для фракций надземной фитомассы. Величины DF < 1 наиболее типичны для корневых систем. Таким образом, фундаментальное различие в характере аккумуляции ^{137}Cs и K у видов-исключателей заключается в контрастном распределении данных элементов между фитомассой надземных и подземных органов. Биофильный K активно поступает в побег, в то время как транслокация токсичного ^{137}Cs ограничена корневым барьером. При этом причину преимущественной аккумуляции ^{137}Cs в корнях следует искать в специфике K-транспортных механизмов,

участвующих в загрузке элементов в ксилему. Согласно результатам работы [3] и ряда других исследований, селективность выходных и входных ионных каналов клеток, окружающих сосуды ксилемы, обеспечивает, с одной стороны, ограниченное поступление ^{137}Cs из корня в надземные органы и, с другой стороны, его эффективную транслокацию в обратном направлении, что в совокупности препятствует аккумуляции данного токсичного иона в побегах.

Таблица 1

Значения фактора дискриминации K/Cs (DF) в биообъектах подтаежных сообществ Южной Мещеры, как индикатора избирательности биологического поглощения K по сравнению с ^{137}Cs

Древесная порода		Фракция фитомассы	DF	Древесная порода		Фракция фитомассы	DF
Минеральные (дерново-подзолистые песчаные и супесчаные почвы)	Дуб (81 год)	Древесина	4,397	Торфяные почвы	Сосна (40 лет)	Древесина	22,190
		Кора	0,289			Кора	23,479
		Тонкие ветви	1,877			Тонкие ветви	6,630
		Листья	1,926			Хвоя	12,841
	Дуб (20 лет)	Древесина	4,672		Береза (40 лет)	Древесина	38,807
		Кора	1,824			Кора	21,316
		Тонкие ветви	1,956			Тонкие ветви	8,578
		Листья	1,532			Листья	2,662
	Дуб (80 и 20 лет - среднее)	Т.К.- древ.	1,139		Сосна (63 года)	Древесина	69,232
		Т.К. - кора	0,070			Кора	27,948
		Тонкие корни	0,719			Тонкие ветви	24,388
	Осина (45 лет)	Древесина	3,013			Хвоя	29,827
		Кора	0,679		Ольха (45 лет)	Древесина	165,402
		Тонкие ветви	1,529			Кора	9,947
		Листья	1,853			Тонкие ветви	18,242
	Осина (8-20 лет)	Тонкие ветви	2,398			Листья	9,048
		Листья	1,740			Корни	0,073
		Т.К.- древ.	0,808	Травяно-кустарничковый ярус	Разнотравье на горельнике*	Листья, побеги	0,893
		Т.К. - кора	1,911			Корни	1,900
		Тонкие корни	1,190		Орляк обыкновенный	Надземн. орг.	0,388
	Ель (55 лет)	Древесина	9,369			Корни	0,029
		Кора	2,912		Брусника	Надземн. орг.	2,134
		Тонкие ветви	3,097			Корни	2,467
		Хвоя	3,138		Зеленые мхи	Гаметофит	0,418
	Сосна (88 лет)	Древесина	10,193		Ландыш майский	Надземн. орг.	33,222
		Кора	3,070			Корни	3,059
		Тонкие ветви	6,313		Осока, влажное разнотравье	Надземн. орг.	12,400
		Хвоя	3,159			Корни	4,321

Примечание. В таблицу включены наиболее показательные данные для 56 биообъектов из 92 проанализированных. *Сокращения*: Т.К.-древ. – древесина толстых корней; Т.К.- кора – кора толстых корней.

* В сообществе преобладают: орляк, иван-чай, костер

В отличие от растений со стратегией исключения, аккумулирующих ^{137}Cs преимущественно в подземных органах, растения-гипераккумуляторы способны накапливать существенное количество данного радионуклида в надземной фитомассе. Как следует из табл. 1, тенденция гипераккумуляции ^{137}Cs характерна, во-первых, для папоротника орляка обыкновенного, зеленых мхов (DF < 1) и, во-вторых, для биообъектов, имеющих близкие к 1 (ориентировочно 1-3) значения DF: листьев и тонких ветвей дуба (независимо от возраста) и осины (из разных точек опробования); коры дуба; листьев березы.

Повышенная аккумуляция ^{137}Cs мхами не является неожиданной. Согласно А.Л. Ковалевскому [4], мхи и лишайники, как наиболее древние и примитивные организмы, характеризуются упрощенной анатомической дифференциацией. У них отсутствуют органы и ткани, выполняющие функции антиконцентрационных физиологических барьеров. Поэтому для данных организмов характерно безбарьерное накопление не только ^{137}Cs, но и, как указывает А.Л. Ковалевский, ряда других элементов: урана, молибдена, свинца, серебра, золота, селена, циркония, олова. Гипераккумуляция ^{137}Cs вайями папоротника, на наш взгляд, может быть обусловлена слабой избирательностью К-транспортных механизмов на этапах корневого поглощения и ксилемного транспорта, а также крайне ограниченным участием К и ^{137}Cs во флоэмном транспорте, в результате чего данные элементы накапливаются в надземных органах. По-видимому, такая специфика К-транспортных систем орляка объясняется древностью и более простой организацией представителей отдела Папоротниковидных.

Наличие среди гипераккумуляторов ^{137}Cs не только примитивно организованных споровых, но и семенных растений заставляет задуматься о причинах слабой избирательности поглощения ими ^{137}Cs и К, принципиально различных по своей биофильности. Попытки объяснения данного явления традиционно сводятся к оценке степени калиефильности растений (виды-калиефилы более активно аккумулируют и элемент-аналог К – ^{137}Cs) [2, 3 и др.]. В настоящей работе мы, не претендуя на исчерпывающую интерпретацию механизма гипераккумуляции ^{137}Cs растениями, на основании анализа и обобщения литературных данных представляем возможное объяснение данного механизма.

Очевидно, что виды-гипераккумуляторы ^{137}Cs должны удовлетворять следующим условиям:

1. Интенсивно поглощать ^{137}Cs посредством транспортных систем корня. В работах [3, 5] показано, что данное условие выполняется в случае функционирования в корнях растений неспецифического типа К-транспортной системы, LATS (low-affinity transport systems). LATS обладает низким сродством к иону и, следовательно, активно поглощает не только К, но и его геохимические аналоги, в том числе ^{137}Cs. LATS функционирует в корнях растений в условиях высокой концентрации ионов в окружающей среде.

2. Интенсивно транслоцировать ^{137}Cs в фитомассу надземных органов. Данное условие выполняется в случае пониженной избирательности транспорта элементов на этапах загрузки в ксилему и поступления в фотосинтезирующие органы.

3. Вместо интенсивного флоэмного транспорта ^{137}Cs, типичного для растений со стратегией исключения, виды-гипераккумуляторы ^{137}Cs должны иметь эффективные механизмы его детоксикации в побегах (возможно, по аналогии с натрием) за счет образования метаболически инертного вакуолярного пула.

В результате анализа и обобщения литературных данных нами установлено, что всем названным условиям удовлетворяют растения, активно питающиеся нитратным азотом и восстанавливающие его в фитомассе надземных органов. Согласно модели внутренней циркуляции ионов в сосудах растений, предложенной еще в 1960 – начале 1970-х гг. [5], у растений, восстанавливающих NO_3^- в побеге, для его транспорта в ксилеме в качестве противоиона используется K^+. В побеге судьба данных ионов различна: NO_3^- восстанавливается, а K^+ посредством флоэмного транспорта в комплексе с органическими кислотами может поступать в корни и после декарбоксилирования органических кислот снова участвовать в ксилемном транспорте в качестве противоиона NO_3^-. Однако для условий, богатых питательными веществами, характерно согласованное поглощение K^+ и NO_3^- корнями растений, восстанавливающих NO_3^- в побеге; K^+ при этом аккумулируется в вакуолях клеток побега в комплексе с органическими кислотами.

Накопление в побегах растений органических кислот, выполняющих роль хелатирующих агентов в отношении К и его геохимических аналогов, в том числе ^{137}Cs, может быть следствием восстановления NO_3^-. Согласно [6], редукция NO_3^- приводит к сдвигу pH за счет образования токсичных гидроксид-ионов (OH^-). Механизмом их нейтрализации является синтез противоионов – органических кислот, осуществляемый при участии ФЭП-карбоксилазы.

Обобщение всех отмеченных выше физиологических аспектов азотного и калийного питания растений позволяет предложить возможное объяснение механизма гипераккумуляции ^{137}Cs.

На богатых почвах с повышенным содержанием питательных катионов растениям местных флор в процессе эволюции не требовалось идти по пути развития высокой специализации корневых транспортных систем, чтобы «уловить» дефицитный элемент, так как элементы (в том числе жизненно необходимый К) в этих условиях всегда в избытке. Поэтому у таких растений преобладает неспецифический тип К-транспортной системы, LATS, способный к эффективному поглощению не только К, но и его химических аналогов, в том числе ^{137}Cs. Повышенное содержание солей характерно в наибольшей степени для почв аридных ландшафтов, в которых почвы автоморфных позиций имеют непромывной тип водного режима. Согласно [7], растения местных флор аридных ландшафтов относятся, как правило, к ариданитным видам, характеризующимся активным поглощением анионогенных элементов (в том числе NO_3^-), обладающих повышенной биодоступностью в щелочной среде. Вместе с NO_3^- растения, восстанавливающие нитрат в побеге, с помощью LATS интенсивно поглощают и противоион нитрата – K^+, а также – в случае его наличия в почве – и ^{137}Cs. При этом рециркуляция К, особенно активная в К-дефицитных условиях, у ариданитных видов снижена: формируя комплексы с органическими кислотами, образующимися при восстановлении нитратного азота, К (и, следовательно, «идущий по его пути» ^{137}Cs) аккумулируется в побегах, образуя метаболически инертный вакуолярный пул.

С этих позиций находит объяснение тот факт, что подавляющая часть известных к настоящему времени гипераккумуляторов ^{137}Cs (согласно [2], это представители семейств Амарантовых и Маревых) – ариданитные растения, приспособленные к произрастанию в условиях повышенной солености почв и засушливого климата тропических и субтропических областей. Закономерным в этой связи является также установленный нами факт повышенной аккумуляции ^{137}Cs в листьях и тонких ветвях дуба – ариданитного вида, предпочитающего почвы с нейтральной или слабощелочной реакцией и даже переносящего умеренную солонцеватость. Как установлено нами ранее, даже в условиях гумидных подтаежных экосистем Южной Мещеры дуб активно поглощает анионогенные элементы, в первую очередь NO_3^-, сохраняя тем самым специфичные черты геохимической специализации, приобретенные им на начальных этапах эволюции в субтропическом палеоареале.

Отметим, что активное нитратное питание характерно не только для ариданитных растений. Для гумидокатных (то есть, по [7], происходящих из гумидных областей и активно поглощающих катионы) пионерных видов деревьев – аналогов растений с рудеральной стратегией роста (по Грайму) – также типично усиленное питание нитратным азотом и высокая скорость ассимиляции NO_3^- в листьях. В этой связи закономерным является установленное нами активное накопление ^{137}Cs в листьях и тонких ветвях осины и березы.

Таким образом, такие аспекты физиологии растений, как корневое поглощение NO_3^- и K^+, восстановление NO_3^- в надземной фитомассе, образование избыточных количеств органических кислот в побегах и гипераккумуляция ^{137}Cs являются, по сути, звеньями единого генетически обусловленного процесса – интенсивного нитратного питания ариданитных и гумидокатных пионерных (рудеральных) видов растений.

Литература

1. Maestri E., Marmiroli M., Visioli G., Marmiroli N. Metal tolerance and hyperaccumulation: Costs and trade-offs between traits and environment // Environmental and Experimental Botany. 2010. Vol. 68. P. 1-13.

2. Zhu Y-G., Smolders E. Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application // Journal of Experimental Botany. 2000. Vol. 51 (351). P. 1635-1645.

3. Wiesel L. Influence of arbuscular mycorrhizal fungi and the expression of K^+/Cs^+ transporters on the accumulation of caesium by plants. PhD thesis. University of Nottingham. 2010. 263 p.

4. Ковалевский А.Л. Биогеохимия урановых месторождений и методические основы их поисков. Новосибирск: Академическое изд-во «Гео», 2010. 362 с.

5. Coskun D., Britto D.T., Kronzucker H.J. The nitrogen–potassium intersection: membranes, metabolism, and mechanism // Plant, Cell and Environment. 2016. P. 1-13.

6. Liu X.X., Zhou K., Hu Y., Jin R., Lu L.L., Jin C.W., Lin X.Y. Oxalate synthesis in leaves is associated with root uptake of nitrate and its assimilation in spinach (*Spinacia oleracea L.*) plants // Journal Sci. Food Agric. 2015. Vol. 95. P. 2105-2116.

7. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрея-2000, 1999. 768 с.

УДК 631.45

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В КАШТАНОВЫХ ПОЧВАХ НА АГРОМОНИТОРИНГОВЫХ ПЛОЩАДКАХ УЛУГ-ХЕМСКОЙ КОТЛОВИНЫ (РЕСПУБЛИКА ТУВА)

Жуланова В.Н.

Тувинский государственный университет, Кызыл, e-mail: zhvf@mail.ru

Тяжелые металлы являются сильно токсичными и опасными для живых организмов, но некоторые из них и жизненно необходимыми. При изучении загрязнения почв тяжелые металлы являются индикаторными веществами. В почвах их содержание оценивают количественными показателями, такими как предельно допустимые концентрации (ПДК) и ориентировочно допустимые количества (ОДК). Для экологической оценки применяются кларки тяжелых металлов, которые характерные для определенных территорий [1].

Тува относится к территориям с относительно не высоким техногенным загрязнением природной среды, так как в регионе нет большого промышленного производства с сопутствующими вредными выбросами и отходами. Но в начале XXI века в регионе возрос поток автотранспорта, который обусловливает усиление выбросов отработанных газов в атмосферу, а также загрязнения и почвы. Проводимый агроэкологический мониторинг осуществляет контроль за загрязнением и изменением тяжелых металлов в почве, валовых форм по профилю и подвижных форм в поверхностном слое почв. Основными показателями оценки геохимического состояния почв являются данные содержания тяжелых металлов в почвах. Мышьяк, кадмий, ртуть, свинец и цинк относятся к первому (высокому) классу опасности, а никель, медь – ко второму (среднему) [2].

Цель работы заключается в обобщении полученных материалов по концентрации подвижных и валовых соединений тяжелых металлов в каштановых почвах на реперных участках Кызылского района Тувы.

Объекты и методы исследований. Объектами исследований служили каштановые почвы, характеризующие почвенный покров 7 реперных участков (РУ) 01, 02, 11, 12, 13, 21 и 22, которые заложены в Кызылском районе Республике Тувы. Локальные участки были заложены специалистами ФГУ ГС Агрохимической службы «Тувинская» в соответствии с «Государственной программой мониторинга земель РФ» в 1993 г., где принимала участие и автор. На каждом РУ заложены почвенные разрезы, из которых отобраны образцы методом колонки через каждые 20 см до глубины 100 см. Ежегодно проводится отбор почвенных проб из верхнего 0-20 см слоя. В отобранных образцах определены подвижные формы микроэлементов по Крупскому и Александровой (ГОСТ 50685-94), валовые соединения – атомно-абсорбционным методом Крупского и Александровой.

Результаты и их обсуждение. В Кызылском районе в 2015 г. посевные площади сельскохозяйственных предприятий, крестьянских фермерских хозяйств составили около 2 тыс. га [3]. Площадь каштановых и светло-каштановых составляет 66,9 тыс. га или 64% от всей земледельческой территории Кызылского района [4]. Каштановые почвы являются не лучшими пахотными угодьями в регионе.

Кызылский район является наиболее густонаселенным в регионе. В районе проживает около 10 % населения всей республики, в г. Кызыле – 36 % [3]. По Республики Тува в 2014 г. выбросы вредных веществ в атмосферу составили около 23 тыс. т, в т.ч. по г. Кызылу – около 15 тыс. т. Ситуация загрязнения воздуха в г. Кызыле остается очень острой, особенно зимой. В городе находится большее количество промышленных предприятий, а также более 60% частных домов. В печах жилого сектора уголь

сгорает не полностью и в приземных слоях атмосферы накапливаются высокие концентрации сажи, оксида азота и пыли, которые затем накапливаются в почвенном покрове.

По подвижным формам микроэлементов все каштановые почвы реперных участков, расположенные в Кызылском районе относятся к первой группе эколого-токсикологической оценки, т.е. ниже ПДК (ОДК). Содержание меди в каштановых супесчаных почвах реперных участков находится в пределах от 0,12 до 0,36, цинка – 0,70-3,26, свинца – 0,83-3,7, кадмия – 0,024-0,188 (табл.1), кобальта – 0,10-0,22, марганца – 8,4-25,3, никеля – 0,55-2,43, хрома – 0,63-1,36, ртути – 0,025-0,072, мышьяка – 0,14-0,46, молибдена – 0,07-0,29 мг/кг.

Таблица 1

Статистические параметры подвижных форм микроэлементов в слое 0–20 см на мониторинговых площадках

№ РУ	n	Cu		Zn		Cd		Pb	
		$X \pm S_X$	V	$X \pm S_X$	V	$X \pm S_X$	V	$X \pm S_X$	V
01	13	0,24±0,007	8	1,95±0,10	19	0,046±0,0001	2	2,93±0,11	13
02	13	0,16±0,006	12	1,31±0,03	8	0,182±0,001	1	2,37±0,07	11
11	13	0,23±0,02	30	1,35±0,07	19	0,061±0,002	10	2,72±0,07	10
12	13	0,20±0,01	25	0,85±0,03	14	0,024±0,001	21	2,32±0,13	21
13	14	0,36±0,02	19	3,26±0,29	32	0,188±0,007	16	3,70±0,26	26
21	9	0,12±0,004	8	0,70±0,03	11	0,064±0,001	5	0,83±0,01	5
22	4	0,19±0,006	5	1,75±0,05	6	0,049±0,001	2	2,44±0,07	6

По данным статистической обработки, коэффициент вариации меди, цинка, свинца, кобальта, марганца и ртути колеблется от незначительного до среднего, хрома, мышьяка и молибдена – от незначительного до очень высокого, а никеля – от небольшого до среднего. Пестрота содержания микроэлементов в почвах обусловлена специфическими условиями почвообразования, особенностями минералогического состава почвообразующих пород и неоднородностью почвенного покрова региона. В последние годы на накопление тяжелых металлов в верхнем слое почвы влияет антропогенная деятельность человека. Тяжелые металлы поступают от тепловой электростанции, транспорта, сжигание угля, с внесением пестицидов и минеральных удобрений, в частности с суперфосфатом, в котором содержатся значительные количества хрома, кадмия, кобальта, меди, никеля, ванадия, цинка и др.

По данным В.М. Соловьевой [5] отмечено, что за 1998-2002 гг. в среднем содержание подвижных микроэлементов в пахотных почвах региона (234,3 тыс. га) находятся ниже ПДК.

Валовое количество тяжелых металлов показывает общую загрязненность почвы, но не отражает степени доступности элементов для растений. Валовое содержание микроэлементов в каштановых супесчаных почвах Тувы находятся в минимальных количествах, за исключением кадмия, содержание которого равняется или чуть больше нормы кларка (табл. 2).

Средние показатели фоновых концентраций по валовому содержанию меди, свинца, кадмия, мышьяка, ртути, цинка и никеля, в основном в тувинских каштановых почвах, находятся в пределах второй группы эколого-токсикологической оценки, при незначительных и очень высоких значениях коэффициента варьирования признака (7-81%), что не представляет опасности для здоровья человека и животных. На пахотных угодьях в каштановых почвах в слое 0-20 см и 40-60 см наблюдается превышение кадмия на 0,02-0,04 мг/кг. Это может быть связано с нерациональным применение минеральных удобрений, особенно внесением суперфосфата, а также экологическим последствием орошения.

Таблица 2

Статистические параметры валового содержания микроэлементов в каштановых почвах

Тип почвы	Слой почвы, см	n	Cu		Zn		Cd		Pb	
			$X \pm S_X$	V	$X \pm S_X$	V	$X \pm S_X$	V	$X \pm S_X$	V
Каштановая супесчаная, пашня	0-20	6	19,3±2,77	35	54,6±5,34	24	0,52±0,06	29	16,1±0,94	15
	20-40	6	18,6±2,40	31	52,6±3,02	14	0,46±0,05	30	15,8±0,44	7
	40-60	6	18,5±2,36	31	52,6±3,22	15	0,54±0,08	41	14,1±0,87	16
	60-80	5	16,1±2,87	40	43,9±3,23	16	0,45±0,09	44	14,4±0,97	15
	80-100	5	13,5±3,18	53	36,6±5,81	35	0,41±0,07	39	13,3±1,75	29
Каштановая супесчаная, пастбище	0-20	6	14,7±1,92	32	36,8±7,41	49	0,38±0,05	34	13,4±1,43	28
	20-40	6	15,1±2,81	45	32,1±5,15	39	0,34±0,04	29	12,4±1,44	31
	40-60	6	16,1±4,85	74	30,5±5,29	42	0,32±0,03	25	12,3±1,23	26
	60-80	5	14,1±4,03	70	31,5±5,10	39	0,27±0,03	26	11,2±1,12	24
	80-100	5	13,0±4,28	81	27,9±5,04	44	0,23±0,05	52	10,6±1,09	25
Светло-каштановая, пастбище	0-20	5	11,3±1,17	23	34,5±6,72	43	0,23±0,05	48	10,7±0,74	15
	20-40	5	16,2±3,76	52	31,3±2,85	20	0,24±0,06	54	10,5±0,86	18
	40-60	5	18,0±4,14	51	31,1±5,83	42	0,26±0,06	58	11,0±0,49	10
	60-80	4	12,5±3,22	52	30,1±7,10	47	0,21±0,07	71	8,9±1,31	29
	80-100	3	8,3±1,03	21	27,8±8,45	53	0,12±0,05	75	6,2±0,69	19

Таким образом, выявлено, что почвы Тувы сельскохозяйственного использования экологически безопасны. Содержание подвижных и валовых форм тяжелых металлов в каштановых супесчаных почвах Кызылского района Улуг-Хемской котловины Тувы находятся ниже ПДК (ОДК) и не представляют опасности окружающей среде. В рамках агроэкологического мониторинга, получены современные материалы о содержании микроэлементов в каштановых почвах, которые могут быть использованы для оценки плодородия земледельческой территории региона.

Литература

1. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение. Новосибирск: Наука, Сибирское отделение, 1991. 151 с.

2. Водяницкий Ю.Н., Плеханова И.О., Прокопович Е.В., Савичев А.Т. Загрязнение почв выбросами предприятий цветной металлургии // Почвоведение. 2011. № 2. С. 240-249.

3. Статистический ежегодник Республики Тыва 2015 год // Федеральная служба государственной статистики по Республике Тыва // http://tuvastat.ru/bgd/EZHEG_2015/Main.htm

4. Савич В.И., Жуланова В.Н., Кащенко В.С., Якимов С.Н. Агроэкологическая оценка почв Тувы (1970-2010 гг.). М.: Изд-во РГАУ-МСХА им. К.А. Тимирязева, 2012. 440 с.

5. Соловьева В.М. Содержание микроэлементов в почвах Республики Тыва // Научное обеспечение АПК аридных территорий Центрально-Азиатского региона: мат-лы междунар. конф. (10-12 апреля 2007 года). Новосибирск, 2008. С. 282-288.

УДК 631.435

ТРАНСФОРМАЦИЯ МИНЕРАЛЬНОГО И ГРАНУЛОМЕТРИЧЕСКОГО СОСТАВА ПОЧВ ПАРОГИДРОТЕРМЫ В ДОЛИНЕ РЕКИ ГЕЙЗЕРНОЙ (КРОНОЦКИЙ ЗАПОВЕДНИК, КАМЧАТКА)

Завадская А.В.(1), Семенков И.Н.(2,3), Паничева Д.М.(1), Крупская В.В.(2,3), Закусин С.В.(2,3)

(1) *Кроноцкий государственный заповедник, Петропавловск-Камчатский, e-mail: anya.zavadskaya@gmail.com*

(2) *ИГЕМ РАН, Москва*

(3) *МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва*

Ландшафты долины реки Гейзерной, где разгружаются гидротермальные источники, обладают высоким рекреационным потенциалом и низкой устойчивостью к антропогенному воздействию. Из-за поступления высокотемпературных минеральных растворов от окружающих зональных ландшафтов они отличаются рядом особенностей: видовым составом произрастающих растений (повышенной долей редких и эндемичных видов), гранулометрическим и минеральным составом грунтов (повышенной долей илистой фракции, бемита и гетита), определяющих формирование особого типа почв – термоземов [1, 2]. Весьма ограниченная локализация и труднодоступность определили слабую изученность почв термальных полей.

Цель работы – определить температурные диапазоны, в которых формируются определенные группы почв на примере парогидротермы в Долине Гейзеров Камчатки.

В августе 2015 г. на левом берегу реки Гейзерной проведено исследование почв по трансекте протяженностью 30 м от центра термального пятна к его периферии. На 16 точках заложены почвенные разрезы, из которых отобрано 65 проб из каждого генетического горизонта.

Гранулометрический состав определяли в Эколого-геохимическом центре МГУ имени М.В. Ломоносова дифрактометрическим методом на приборе «Fritsch Analysette22», минеральный состав – методом рентгеновской дифрактометрии на дифрактометре Ultima-IV фирмы Rigaku кафедры инженерной и экологической геологии геологического факультета МГУ. Почвы называли в соответствии с региональными [2, 3, 5] и субстантивно-генетической классификацией (Полевой определитель.., 2008).

Корковые термоземы с профилем $S_{0–0,5(0,8)}$ –$СТМ_{0,5(0,8)–3}$–$Cm,ss_{3–13}$ (цифровые индексы – граничные значения в см) развиты под слоевищной растительностью водорослей и лишайников и имеют температуру с поверхности не менее 80ºС. Их профиль мощностью 3–7 см состоит из двух глинистых горизонтов: буровато-рыжей (2,5–7,5 Y 6–8/3) солевой корочки и неоднородного по окраске термометаморфического горизонта, состоящего из красных 5R 5/2, пурпурных 10R 5/8 и белых 10YR 9/1 пятен, залегающих на глееватой беловато-голубой породе Gley 2 8/10B так называемых «синих глин» с высоким содержанием каолинита и мелко-тонкорассеянного пирита [4]. На участках с температурой более 80ºС исходная тефра очень сильно переработка и в минеральном плане представляет собой плохо упорядоченные каолиниты со значительной примесью бемита и невысоким содержанием гетита.

По мере уменьшения температуры до 60–80ºС, а также, вероятно, увлажненности и улучшения аэрации трансформация минеральной массы протекает по пути образования более однородной буро-коричневой 2,5R (10YR) 7/3 массы, которая к низу становится более яркой (переходит в термометаморфический горизонт). В этом интервале температур исходная тефра также хорошо переработана. Минеральный состав отличается от вышеописанной зоны преобладанием хорошо-упорядоченного каолинита,

практически полным исчезновением бемита. Полевые шпаты обнаружены только в крупнообломочном материале.

В отличие от центра термопроявления, на более прохладной поверхности его ближайшей периферии (температура около 60ºС) поселяются мхи, в основании которых аккумулируется грубое органическое вещество. На таких участках формируются слаборазвитые термоземы дерновые преимущественно глинистого состава со структурой профиля (О)–$S_{0-0,3(4)}$–$BM_{0,3(4)-9}$–$CTM_{9-10(25)}$–Cm,ss. Формирование пестроцветного глинистого горизонта СТМ связано с сернокислотным выщелачиванием. За счет уменьшения интенсивности гидротермальной переработки субстрата на поверхности может сформироваться супесчаный горизонт S, в то время как вся нижележащая часть является глиной.

По мере уменьшения температуры поверхность занимает все большее количество растительности: увеличивается биоразнообразие, общее проективное покрытие и количество ежегодного опада. В результате, формируется органоминеральный горизонт АУ или АУВМ, простирающийся до глубины 6–15 см, залегающий непосредственно на термометаморфическом горизонте. То есть в этих условиях развиваются типичные термоземы дерновые с системой горизонтов АУ–АУВМ–ВМ–СТМ–Cm,ss с супесчаным грубогумусовым горизонтом и глинистыми нижележащими.

Еще дальше от центра гидротермы произрастают крупнотравно-зеленомошные сообщества, продуцирующие большое количество надземного и подземного опада, на вулканических гидротермально измененных почвах со структурой профиля: подстилка–АУ–ВМ. В этих почвах гумусовая прокраска отчетливо прослеживается до глубины 10 – 18 см. При температуре меньше 50 – 60ºС термометаморфический горизонт сменяется коричневым (светло-коричневым) 2,5Y 7(8)/4, супесчано-легкосуглинистым структурно-метаморфическим горизонтом ВМ (рис. 1).

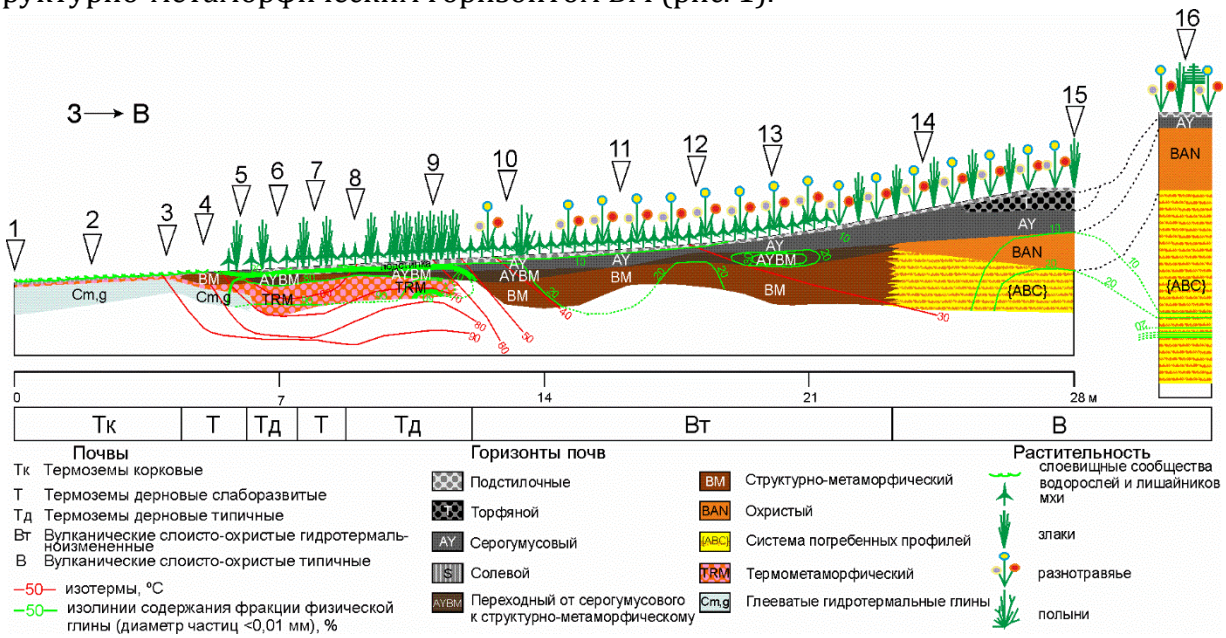


Рис. 1. Комплексный почвенно-геохимический профиль

При опускании температуры ниже 50–60 ºС резко изменяется гранулометрический и минералогический состав из-за уменьшения степени и характера гидротермальной переработки исходной тефры: уменьшается содержание физической глины с 70 до 25%, увеличивается содержание полевых шпатов, появляется смектит (монтмориллонит), цеолиты и кристобалит; каолинит отсутствует или содержится в незначительном количестве.

При дальнейшем ослаблении воздействия гидротерм на пирокластический материал все лучше сохраняется исходный набор разновозрастных слоев пепла, гранулометрический состав которых варьирует от рыхлого песка до тяжелого суглинка. В верхней части этих почв формируется мощная оторфованная дернина, залегающая на серогумусовом горизонте AY, под которым находится горизонт BAN, простирающийся до глубины 50 – 70 см, где он сменяется серией пепловых горизонтов.

Таблица 1

Уровни варьирования изученных показателей в 4 почвенно-термических зонах

Показатель	Температурная зона, ºС			
	Более 80	50(60) – 80	25(30) – 50(60)	Менее 25(30)
Почвы	Термоземы корковые	Термоземы дерновые	Вулканические гидротермально измененные	Вулканические слоисто-охристые
Растительные сообщества	Слоевищные	Злаково-зеленомошные	Разнотравно-злаково-зеленомошные	Злаково-разнотравные
Гранулометрический состав в слоях				
0–3	Глинистый	Супесчано-легкосуглинистый	Супесчано-песчаный	Песчаный
5–10	Глинистый	Глинистый	Супесчано-легкосуглинистый	Песчаный
Содержание физической глины в слоях, %				
0–3	80 – 100	10 – 20	~10	2 – 5
5–10	80 – 100	70 – 90	>10 – 20	5 – 10
Глубина проникновения корней и мощность гумусового горизонта, см	0 0,8	0 – 12 0,5 – 7	9 – 13 11 – 16	25 – 46 20 – 30
Ассоциации глинистых минералов	Плохо упорядоченный каолинит, бемит, гетит	Каолинит, гетит	Каолинит, полевые шпаты, смектит, цеолиты, кристобалит	Полевые шпаты, небольшое количество смектита и кристобалита

В почве разреза 15 исходная тефра практически не переработана. В ее составе преобладают полевые шпаты при сохранении небольшого количества новообразованного кристобалита и смектита при исчезновении цеолитов. В разрезе 16 хорошо выражена зональность в изменении состава глинистых минералов. В верхней части (до глубины 77 см) преобладают полевые шпаты с небольшим количеством смектита в гумусовом горизонте. Ниже с утяжелением гранулометрического состава появляются цеолиты и смектит. На глубинах более 185 см основную долю глинистых минералов составляет смектит, наименьшую – цеолит. Полевые шпаты присутствуют в небольших количествах, что отражает наличие здесь гидротермального преобразования исходной тефры.

Таким образом, в зависимости от температуры почвы в подкорневом (подкорневищном) слое растений четко выделяется 4 температурные зоны (табл. 1):

более 80ºС, где развиваются корковые термоземы под слоевищными сообществами,

50(60) – 80ºС, где под злаково-осоково-зеленомошными сообществами формируются термоземы дерновые,

25(30) – 50(60)ºС, где под разнотравно-злаковыми сообществами находятся вулканические гидротермально измененные почвы,

менее 25(30)ºС – область распространения «фоновой» растительности (в случае долины реки Гейзерной – злаково-разнотравной) на вулканических слоисто-охристых почвах.

По глубине проникновения корней выделяется 3 зоны: интенсивного парения гидротерм, где произрастают слоевищные сообщества, среднего и слабого, а также фон, в то время как по мощности гумусового горизонта отчетливо отделяются все четыре зоны.

В верхнем корнеобитаемом слое 0 – 3 см содержание песчаных фракций (1 – 0,5; 0,5 – 0,25; 0,25 – 0,05) увеличивается, а крупно-, мелкопылеватой и илистой уменьшается по мере удаления от гидротермы. В слое 5 – 10 см аналогичные тенденции прослеживаются для крупного и среднего песка, мелкой пыли и ила.

Выводы. По почвенным показателям выделено четыре температурные зоны:

1. Зона термального поля с температурой в поверхностном горизонте почв более 80ºС, где под слоевищными сообществами развиты глинистые термоземы корковые гидротермально преобразованных глинах с ассоциацией минералов: плохо упорядоченный каолинит, бемит, гетит.

2. Зона парения с температурой 50(60) – 80ºС, где под злаково-зеленомошным сообществом сформировались супесчано-легкосуглинистые термоземы дерновые на гидротермально преобразованных глинах с ассоциацией минералов: каолинит и гетит.

3. Зона слабого прогрева с температурой 25(30) – 50(60) ºС, где под разнотравно-злаково-зеленомошным сообществом находятся супесчано-песчаные вулканические гидротермально измененные почвы на гидротермально преобразованных супесях и легких суглинках с ассоциацией минералов: каолинит, полевые шпаты, смектит, цеолиты, кристобалит.

4. Зона очень слабого эндогенного подогрева с температурой менее 25(30) ºС, где под злаково-разнотравным сообществом находятся песчаные вулканические слоисто-охристые почвы на песчаных пеплах со слабыми следами гидротермальной трансформации с ассоциацией минералов: полевые шпаты, небольшим количеством смектита и кристобалита.

Исследование выполнено в рамках проекта РФФИ № 15-04-03818.

Литература

1. Завадская А.В., Яблоков В.М., Паничева Д.М., Леонов А.В., Кирюхин А.В., Овчаренко М.С., Семенков И.Н., Прозорова М.В., Никоноров А.П., Матвеев А.Н. Атлас долины реки Гейзерной в Кроноцком заповеднике. Елизово: ООО ПК «Ситалл». 80 с.

2. Гольдфарб И.Л. Влияние гидротермального процесса на почвообразование (на примере Камчатки). Автореферат дисс… канд. геогр. н. М. 2005. 24 с.

3. Костюк Д.Н., Геннадиев А.Н. Почвы и почвенный покров Долины Гейзеров // Почвоведение. 2014. № 6. С. 643-653.

4. Рычагов С.Н., Давлетбаев Р.Г., Ковина О.В., Королева Г.П. Характеристика приповерхностного горизонта гидротермальных глин Нижне-Кошелевского и Паужетского геотермальных месторождений // Вестник Камчатской региональной ассоциации «Учебно-научный центр». Серия: науки о Земле. 2008. № 2. Вып. 12. С. 116-134.

5. Соколов И.А. Вулканизм и почвообразование. М.: Наука, 1973. 228 с.

УДК 550.43

УГЛЕВОДОРОДНОЕ СОСТОЯНИЕ ГОРОДСКИХ ПОЧВ

Завгородняя Ю.А., Демин В.В.
МГУ имени М.В.Ломоносова, Москва, e-mail: zyu99@mail.ru

Активное применение углеводородного сырья в городах и мегаполисах требует постоянного и эффективного контроля за распространением углеводородов (УВ) от мест их использования. Однако до настоящего времени задача дифференцированного подхода к нормированию загрязнения углеводородами городских почв не решена. Наиболее часто проводится лишь определение суммарного содержания УВ в почве без детального анализа отдельных фракций, хотя известно, что их действие на функционирование экосистемы и уровень токсичности для организма человека различны.

Верхние горизонты городских почв, обогащенные органическим веществом, становятся первым барьером на пути распространения органических поллютантов и основной зоной их депонирования. Высокая доля нативных УВ в таких горизонтах осложняет количественную оценку техногенного загрязнения, особенно низкоуровневого. В таких случаях возрастает роль методов, позволяющих осуществлять качественную идентификацию органических соединений и диагностировать их источник. Возможность получения в рамках одной аналитической процедуры информации о наборе углеводородных фракций, различающихся по химическому строению и степени подвижности в почве, расширяет возможности мониторинга экологического состояния городских экосистем. Тщательное детектирование динамики накопления техногенных УВ в верхних слоях почв необходимо при планировании проведения озеленительных и рекультивационных работ, частоты отчуждения искусственных газонных грунтов.

Предложена схема анализа углеводородного состояния почв и грунтов, включающая обработку образца в состоянии естественной влажности с использованием метода автоматической ускоренной экстракции органическими растворителями в субкритических условиях и анализ полученных фракций методами масс-спектрометрии, газовой и высокоэффективной жидкостной хроматографии, для получения максимально полной информации о содержании и составе всех групп УВ в исследуемой почве в целях диагностики ее экологического состояния. В рамках одной аналитической процедуры может быть определено количественное содержание широкого набора углеводородных фракций – от летучих низкомолекулярных УВ до тяжелых нафтенов и полициклических ароматических углеводородов (ПАУ).

С использованием разработанной методики анализа проведено исследование углеводородного состояния верхних горизонтов почв на территории Восточного административного округа г. Москвы.

Все выбранные места отбора проб почвы (39 точек) представляют собой типичные городские территории, выполняющие свое функциональное назначение, характеризуются наличием растительности (древесной и/или напочвенной), открыты круглый год для свободного доступа населения. Значительное количество точек опробования относится к зоне влияния транспорта – основного источника техногенных УВ на территории городов. Эти точки расположены: на обочинах, непосредственно примыкающих к полотну автодороги; в палисадниках перед домами, выходящими фасадом на магистраль; на разделительных полосах и узких бульварах; на автостоянках различных размеров; в зоне плотной гаражной застройки. Часть точек отбора расположены в пределах рекреационных территорий – это искусственные прогулочные зоны, расположенные на разном удалении от транспортных магистралей. Отбор производили также на типичных дворовых территориях с локальными зонами рекреации, зонами проезда

и стоянками автотранспорта, площадками для хранения мусора. Выбранные дворы находятся на разном удалении от мобильных и стационарных источников загрязнений, рядом с домами разного времени постройки и различной этажности. Опробованы территории вокруг строений бытового и технического обслуживания, площадь которых в жилых кварталах бывает весьма существенной.

Пробы почв отбирали в начале ноября из верхнего (0-20 см) слоя методом конверта со стороной 1-5 м или линейно (вдоль дорог и тротуаров) в пяти точках с интервалом 5-20 м. Большинство почв относятся к реплантоземам и конструктоземам с периодически заменяемым верхним слоем; почвы гаражных застроек и зоны отвода можно охарактеризовать как индустриземы.

Важной задачей при диагностике уровня загрязнения почв (особенно при работе с верхними высокогумусированными и органогенными горизонтами) является отделение вклада «биогенных» углеводородов, исходно присутствовавших в почве, от «техногенных» углеводородов, поступающих в почву при аварийных разливах, в составе отработанных газов автотранспорта, в составе выбросов промышленных предприятий и от других антропогенных источников. «Биогенная» составляющая в общей доле углеводородного загрязнения может доходить до 30%, и при решении вопросов экологического нормирования почв следует учитывать долю этих компонентов, особенно применительно к почвам с низким уровнем загрязнения. В противном случае можно получить искаженные результаты, что представляет серьезную проблему, в том числе и в административно-правовом аспекте, например, при наложении штрафов на исполняющие организации, ответственные за контроль показателей качества почв в условиях города.

Известно, что среди почвенных углеводородов биогенного происхождения абсолютно преобладают н-алканы, содержащиеся в высших растениях – с длиной цепи C_{23}, C_{25}, C_{27}, C_{29}, C_{31}, C_{33}. Для количественных оценок при анализе загрязнения методом газовой хроматографии из общей площади под хроматограммой вычитали площади пиков алканов с длиной цепи C_{23}-C_{35}, учитывая при расчетах содержания «техногенных» УВ только величину нафтенового «горба». Расположение «горба» на хроматограмме в низко-, средне- или высококипящей области позволяет проводить идентификацию источника загрязнения.

По результатам анализа проб методом газовой хроматографии во всех городских почвах (в том числе в пробах с дворовых и рекреационных территорий) диагностируется постоянно действующий (хронический) «транспортный» тип загрязнения. При данном виде загрязнения на хроматограммах отчетливо фиксируется «горб», состоящий из большого количества неразделенных относительно тяжелых компонентов с температурой кипения выше 350°С. В ряде проб были обнаружены признаки загрязнения нефтепродуктами более легкого типа, которые диагностируются по наличию индивидуальных соединений и «горба» в более низкокипящей области хроматограммы. Присутствие таких углеводородных загрязнений в почвах разных функциональных зон связано с неконтролируемыми проливами машинных топлив, носит локальный характер и может быть отнесено к случайным (аварийным) источникам поступления «техногенных» УВ в верхние горизонты городских почв. Наличие таких «случайных загрязнений» следует считать типичным для почв урбоэкосистем.

По результатам исследования, доля «биогенных» УВ в образцах составляла от 2 до 33%. При этом вклад соединений биогенного происхождения экспоненциально повышался в почвах по мере снижения общего уровня загрязнения, особенно высоким он был в почвах дворовых территорий и парковой зоны. Содержание «биогенных» углеводородов положительно коррелирует ($R \sim 0{,}75$) с содержанием органического углерода и азота (т.е. с обогащенностью почв органическим веществом) для всего диапазона углеводородного загрязнения почв.

В пробах верхних горизонтов отобранных почв было определено содержание следующих ПАУ: фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, бензо(a)антрацен, хризен, бензо(b)флуорантен, бензо(k)флуорантен, бенз(a)пирен, дибенз(a,h)антрацен, бензо(g,h,i)перилен. Также во всех пробах почв, расположенных рядом с полотном дороги, диагностировалось наличие нафталина и его гомологов. Суммарное содержание ПАУ в почвах варьировало от 0,35 до 18,7 мкг/г. Количество бенз(a)пирена в большинстве исследованных проб превышало ПДК в среднем в 3,5 раза без учета экстремальных значений. Полученный разброс значений не позволяет выделить какие-либо закономерности распространения ПАУ в городских почвах, поскольку экстремально высокое содержание полиаренов отмечалось как в объектах, испытывающих техногенную нагрузку, так и в удаленных от зон движения автотранспорта почвах скверов и дворов, в которых суммарное содержание техногенных УВ составляло <150 мкг/г. В то же время, относительно невысокое количество ПАУ было обнаружено в почвах разделительных полос и обочин, постоянно испытывающих техногенную нагрузку.

Содержание ПАУ, считающихся индикатором промышленного и транспортного загрязнения, в городских почвах не коррелирует с накоплением других фракций «техногенных» УВ. Распределение полиаренов в верхних горизонтах почв городских территорий связано с несколькими факторами: наличием реликтового загрязнения в исходной почве; поступлением высокого количества ПАУ в теле верхнего плодородного горизонта во время периодической смены грунтов; присутствием локального источника полиаренов (окурков от сигарет, кусочков угля и т.п.). Таким образом, распределение фракций ПАУ в почвах городских зон не может быть использовано для анализа актуального уровня загрязнения углеводородами на исследуемой территории, так как определяется также величиной депонированного загрязнения, источники которого могут оказаться множественными. Повышенное содержание ПАУ в верхнем горизонте городской почвы может указывать, в том числе, на неудовлетворительное проведение процедуры замены верхнего слоя почвогрунта на данной территории или на отсутствие контроля качества сменного грунта у исполняющей организации.

Определенную роль в неравномерном накоплении полиаренов в городских почвах играет «барьерный» эффект жилых зданий, защищающих дворовые территории, прилегающие к магистралям. Действие такого «барьера» заключается в следующем: облако взвешенных частиц, на которых сорбируются углеводороды, в результате миграции с воздушными потоками «сталкивается» с домом и постепенно оседает на примыкающую к фасаду территорию, в результате основная часть сорбированных ПАУ оказывается вне зоны жилого двора. Немаловажную роль при этом играет высота здания-«барьера». В частности, было получено, что почвы дворов, ограниченных малоэтажными зданиями, загрязнены ПАУ сильнее, чем почвы во дворах новостроек, окруженных домами повышенной этажности.

Для оценки актуального уровня загрязнения углеводородами предложено выделять городские почвы в группы по содержанию «техногенных» УВ в верхнем горизонте с учетом величины ПДК для нефтепродуктов в г.Москве (300 мкг/г):

– почвы с содержанием УВ <0,5 ПДК (<150 мкг/г);
– почвы с содержанием УВ 0,5-1 ПДК (150-300 мкг/г);
– почвы с содержанием УВ 1-3 ПДК (300-900 мкг/г);
– почвы с содержанием УВ >3 ПДК (>900 мкг/г).

Почвы первой группы относятся к объектам с низким уровнем загрязнения УВ. Это почвы скверов и внутренних дворов, удаленные на расстояние не менее 10 м (как правило – 20-30 м) от зоны активного движения автотранспорта. В почвах этой группы последствия транспортных выбросов проявляются в наименьшей степени. Важным фактором является также время формирования верхнего горизонта почвы. На территориях, где в течение текущего года была произведена замена верхнего слоя грунта в

конструктоземах, уровень содержания УВ в почве низкий вне зависимости от расстояния до источника техногенных выбросов. В эту же группу попадают бульвары, почвы которых находятся в зоне, непосредственно примыкающей к проезжей части и испытывающей интенсивное воздействие автотранспорта. Низкие величины содержания УВ в таких почвах могут быть, в том числе, обусловлены близким залеганием теплоцентралей, для прокладки которых используются придорожные территории. Коммуникации служат источником дополнительным тепла, поступающего в перекрывающие их почвы. Такие почвы практически не промерзают, в них быстрее протекают микробиологические процессы минерализации поступающих УВ, и их общее количество может оказаться пониженным по сравнению с соседними участками, расположенными на том же расстоянии от полотна дороги.

Во вторую группу попадают почвы со средним уровнем загрязнения. В основном это почвы зон, расположенных от источника транспортных выбросов на расстоянии 5-10 м. К ним относятся: территории разделительных полос; зоны, расположенные между пешеходными тротуарами и строениями (палисадники); проездные дворы и дворы, выходящие на автомагистрали. В целом, варьирование содержание УВ в почвах одной и той же дворовой территории может быть весьма значительным (до 6 раз) в зависимости от наличия в непосредственной близости от точки отбора контейнеров для сбора бытового мусора, парковочных мест или дороги – мест регулярного проезда автотранспорта.

К третьей группе с высоким уровнем загрязнения относятся почвы, приуроченные к зонам непосредственного воздействия отработанных газов автомобильного транспорта (расстояние от дорожного полотна <5 м). В основном это почвы дорожных обочин, а также автостоянок и гаражных кооперативов.

В отдельную группу можно выделить почвы с аномально высоким уровнем загрязнения. Это почвы объектов, постоянно испытывающих длительное воздействие, как легких, так и тяжелых нефтепродуктов – проливы бензина, разливы машинного масла, смазки и т.п. – при низком уровне рекультивации территории (старые гаражные кооперативы, автостоянки и т.п.); почвы зон отвода крупных магистралей, которые расположены значительно ниже уровня дороги и являются, поэтому, местом повышенной аккумуляции твердых частиц, летящих из-под колес автомобилей и смываемых с дорожного полотна с дождем и снегом; почвы, загрязненные в результате проливов автомобильного топлива в месте несанкционированной парковки транспортных средств.

Таким образом, в черте города размеры и конфигурация зон негативного влияния автотранспорта не ограничиваются линейными областями, примыкающими непосредственно к автотрассам. Повышенную техногенную нагрузку, связанную с эксплуатацией транспортных средств, испытывают городские почвы, расположенные в пределах всех территорий, не отгороженных строениями и плотными зелеными насаждениями от мест движения, парковки и технического обслуживания транспортных средств. При оценке углеводородного состояния почв необходимо, кроме расстояния от зоны движения автотранспорта, учитывать также защищенность почвенной поверхности травяным покровом, время формирования верхнего слоя почвы, тип функционального использования территории, вклад биогенной составляющей в углеводородный пул почвы, наличие случайных источников углеводородного загрязнения.

УДК 631.466.3

ТЕХНОГЕННЫЕ ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ПОТОКИ И ИХ ВЛИЯНИЕ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ УГЛЕДОБЫВАЮЩИХ ТЕРРИТОРИЙ (НА ПРИМЕРЕ ДОНЕЦКОГО БАССЕЙНА)

Закруткин В.Е., Гибков Е.В.

Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, e-mail: irvict@mail.ru

Углепромышленные территории традиционно относятся к наиболее проблемным в экологическом отношении регионам. Природные комплексы в их пределах на протяжении длительного времени подвергаются интенсивному техногенному воздействию, следствием которого является широкомасштабное загрязнение компонентов окружающей среды. Причем, основную роль в этих негативных процессах, как показывают исследования, играют техногенные геохимические потоки, формирующиеся как на стадии эксплуатации угольных месторождений, так и впоследствии после ликвидации нерентабельных шахт.

Одна и первых попыток типизации техногенных геохимических (ТГ) потоков в пределах угледобывающих районов была предпринята П.П. Солнцевой и Е.М. Никифоровой [1] в связи с необходимостью комплексного изучения геохимических особенностей природных объектов (почв, поверхностных и подземных вод, растительности, ландшафтов в целом), находящихся в сфере влияния отвалов вскрышных пород. Этими авторами, по аналогии с принятыми при геохимических поисках полезных ископаемых определениями и с учетом характера (фазы) поступления вещества в природную среду были выделены: а) литохимические потоки – поступление веществ в твердой фазе; б) гидрохимические потоки – поступление веществ в жидкой фазе; в) атмохимические потоки – поступление веществ в газообразном виде.

Дальнейшая типизация ТГ потоков осуществлялась в зависимости от этапа трансформации территории угледобычи. И здесь, прежде всего, выделены первичные ТГ потоки загрязнителей, образующиеся в процессе эксплуатации угольного месторождения и соответствующие техническому этапу. К ним относятся **(**при закрытом способе добычи) вскрышные и вмещающие породы, представляющие первичные ТГ литохимические потоки; шахтные воды – первичные ТГ гидрохимические потоки; дымы, пыль, аэрозоли от технических объектов (энергоотопительных систем, обогатительных и коксохимических предприятий) – первичные ТГ атмохимические потоки. В местах аккумуляции этих потоков формируются первичные ореолы загрязнения. Важно подчеркнуть, что в качестве основного вида таких техногенных ореолов рассматриваются все виды отвалов вскрышных пород, которые, в свою очередь, являются причиной и источником формирования вторичных ТГ потоков загрязнителей: атмо-, лито- и гидрохимических.

Данная статья посвящена характеристике техногенных геохимических потоков в пределах Донецкого каменноугольного бассейна – одного из крупнейших в Европе. Он расположен на территории Ростовской области Российской Федерации, Луганской и Донецкой областей Украины. Его эксплуатация осуществляется на протяжении более 200 лет, что привело к извлечению на поверхность больших объемов вскрышных и вмещающих пород. В настоящее время в Донецком бассейне сформировалось более 1500 отвалов, в которых сосредоточено порядка 1400 млн м^3 породного материала. Эти отвалы занимают более 12 тыс. га наиболее плодородных почв мира – черноземов и представляют собой, как отмечалось выше, первичные техногенные ореолы. В литологическом отношении отвалы представлены аргиллитами, алевролитами, песчаниками, углем и другими породами. Обломки отвальных пород неоднородны по гранулометрическому составу, имеют размер от глинистых частиц до глыб. Они складируются в ос-

новном в виде терриконов высотой до 80 м. Их геохимическая специфика обусловлена рядом факторов. В первую очередь, она определяется региональными особенностями угленосной провинции: ее структурно-тектонической позицией, возрастом угленосной толщи, палеогеографическими условиями угленакопления и др.

Неоднородность химического состава породных отвалов обнаруживается и внутри бассейнов, при сравнении, например, отдельных его сегментов, а также в пределах сегментов при сопоставлении геохимических спектров отвальных пород различных углепромышленных районов [2]. И в том, и в другом случае геохимические особенности первичных литохимических ореолов будут зависеть от их возраста (длительности гипергенного этапа трансформации), состояния (негорелые, горелые и перегоревшие), количественных соотношений в них обломков пород различного литологического состава.

Как показали наши исследования, большинство микроэлементов проявляют склонность к накоплению в аргиллитах и алевролитах, особенно в их пиритизированных разностях. Таким образом, надо полагать, что чем большую роль в составе отвалов будут играть отмеченные разности пород, тем контрастнее будут выглядеть первичные литохимические ореолы.

Породные отвалы угледобывающих районов неустойчивы в условиях земной поверхности. Они подвергаются, прежде всего, физическому и химическому выветриванию (окислению, гидролизу, гидратации, метасоматозу), что способствует изменению их химического состава. Среди химических процессов, протекающих в породных отвалах, особую роль играют процессы окисления сульфидов металлов, в основном пирита – непременного компонента угленосных отложений. Реакции окисления протекают с выделением тепла и нередко сопровождаются самовозгоранием отвалов, обжигом, переплавлением минералов, фумарольными процессами. Гипергенная переработка и горение отвалов продолжаются на протяжении многих лет. В результате формируются трансформированные литохимические ореолы. Трансформация породных отвалов сопровождается образованием вторичных геохимических потоков – атмогеохимических, гидрогеохимических, литогеохимических.

Поступление загрязняющих веществ в атмосферу происходит в результате ветровой эрозии и самовозгорания терриконов. Так, по имеющимся оценкам, в процессе дефляции за год с одного терриконика в пределах Донецкого бассейна в атмосферу поступает свыше 0,7 т пыли, которая оседая, загрязнет 2,5 га сельскохозяйственных земель. А один интенсивно горящий отвал является источником выделения в атмосферный воздух от 25 до 250 т в год опасных для здоровья населения загрязняющих веществ – главным образом, оксида углерода, диоксида серы, сероводорода и оксидов азота.

Газовые выделения из горящих угольных отвалов являются контрастными по своему химическому составу, что связано с длительностью процессов горения. У длительно горящих (высокотемпературных) терриконików типоморфными элементами выбросов в атмосферу являются S, Ti, Ag, Cd, Al, P, у «молодых» (низкотемпературных) – K, Cr, Co, As [3].

В процессе посттехногенной трансформации пород отвалов в результате окисления и сернокислого гидролиза образуются вторичные гидрохимические потоки, содержащие большое количество геохимически активных соединений. Состав водорастворимых солей, мигрирующих с этими потоками преимущественно сульфатный. Причем, абсолютное количество SO_4 напрямую связано с состоянием терриконов: максимальное содержание анионов данного типа наблюдается в негорящих отвалах, минимальное – в уже перегоревших. Из катионов преобладают Na и Mg, соотношение которых также подвержено существенным колебаниям. Особого внимания заслуживают со-

единения Fe, содержания которых во вторичных гидрохимических потоках могут достигать 5400 мг/дм^3.

Отвалы вскрышных пород являются источником не только водорастворимых соединений, но и коллоидных, а также большого количества механических взвесей, формирующих вторичные литохимические потоки. В основной своей массе этот материал переносится от отвалов поверхностными стоками. Вещества, поступающие в результате водной миграции, образуют специфические наносы на поверхности почв – «техногенный делювий», мощность которого меняется от нескольких сантиметров до полуметра. По микроэлементному составу образования данного типа на территории Донбасса занимают «промежуточное» положение между отвалами пород и почвами, находящимся за пределами выноса «техногенного делювия».

Как известно, шахтные воды угольных бассейнов, представляющие собой первичные гидрохимические потоки, формируются за счет подземных вод, дренирующих горные выработки. Дополнительным источником может служить инфильтрация в выработанное пространство атмосферных осадков и поверхностных вод из прилегающих водных объектов, что особенно характерно для Донбасса, где трещиноватые горные породы пользуются широким распространением.

По своему составу шахтные воды сильно отличаются от исходных подземных вод по общей минерализации и содержанию большинства макро- и микрокомпонентов, в первую очередь, Fe, Mn, Sr, Al и др. Так, в частности, в углепромышленных районах Восточного Донбасса их минерализация изменяется в пределах 1,3–4,5 г/л, а в отдельных случаях достигает 10–12 г/л. По химическому составу это преимущественно воды сульфатного класса натриевой группы[4].

Эксплуатация и последующее закрытие нерентабельных шахт способствовала поступлению высокоминерализованных техногенных шахтных вод в водоносные горизонты и формированию ореолов распространения сильно загрязненных подземных вод, непригодных для хозяйственно-питьевого водоснабжения местного населения. Такая обстановка сложилась в ряде населенных пунктов Октябрьского и Красносулинского районов Ростовской области.

Ликвидация объектов добычи угля оказала резко негативное влияние и на качество поверхностных вод за счет сброса на поверхность земли и поступления в речную сеть сильно загрязненных шахтных вод. Многие из них практически полностью утратили свои природные функции, стали непригодными для использования не только в питьевых, но и в хозяйственных целях. Объектами такого влияния оказались, в частности, реки Кадамовка, Малый и Большой Несветай, Аюта, Кундрючья, Гнилуша, Лихая, Бургуста, Малая Каменка. В них, по некоторым оценкам [5], поступает от 150 до 2500 м^3/час таких вод. Следует также учитывать высокую вероятность загрязнения речных вод не только «сверху», но и «снизу» в связи с подъемом уровня подземных вод и выходом их на поверхность по тектонически нарушенным зонам как естественного так и техногенного происхождения. Увеличение питания рек и водоемов подземными водами в результате ликвидации шахт Восточного Донбасса отмечалось рядом исследователей [5, 6].

Таким образом, проведенные выше исследования наглядно продемонстрировали важную роль техногенных геохимических потоков в формировании экологической обстановки в пределах углепромышленных территорий. В связи с этим приоритетной природоохранной задачей становится разработка специализированной системы управления этими потоками с целью минимизации последствий их негативного влияния на компоненты окружающей среды.

Литература

1. Никифорова Е.М., Солнцева Н.П. Влияние техногенных потоков на геохимию лесных почв (в связи с угледобычей) // Добыча полезных ископаемых и геохимия природных экосистем. М.: Наука, 1982. С. 82-130.

2. Гипич Л.В. Геолого-промышленная типизация техногенных месторождений угольного ряда // Разведка и охрана недр. 2006. № 11. С. 60-63.

3. Девятова А.Ю. Газофазные выбросы в атмосферу при горении угля // Известия высших учебных заведений / Горный журнал. 2013. № 5. С. 29-34.

4. Закруткин В. Е., Иваник В.М., Гибков Е.В. Эколого-географический анализ рисков реструктуризации угольной промышленности в Восточном Донбассе // Известия РАН, Серия географическая. 2010. № 5. С. 94-102.

5. Мохов А.В., Журбицкий Б.И., Карасев Г.К., Дымна А.И. Влияние угольного комплекса на геоэкологическую ситуацию // Проблемы и перспективы комплексного освоения минеральных ресурсов Восточного Донбасса. Ростов-на-Дону, 2005. С. 129-138.

6. Экологический мониторинг ликвидации неперспективных шахт Восточного Донбасса / Под ред. В.М Еремеева. Шахты, 2001. 182 с.

УДК 550.47: 574.21

ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ДРЕВЕСНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ГОРОДА ЛЬГОВА (КУРСКАЯ ОБЛАСТЬ)

Замотаев И.В., Кайданова О.В., Курбатова А.Н., Суслова С.Б.
Институт географии РАН, Москва, e-mail: zivigran@rambler.ru

Реакция растительного покрова городов на техногенное загрязнение атмосферы, почв, поверхностных и грунтовых вод хорошо известна. Изучению особенностей загрязнения растительного покрова крупных промышленных городов посвящено много работ [1-4]. Вместе с тем геохимии малых исторических городов России, наиболее комфортных для проживания, и имеющих высокий туристический потенциал, в настоящее время уделяется недостаточное внимание. В связи с этим уже сегодня возникает необходимость проведения оценки эколого-геохимического состояния малых городов.

Одним из наиболее чутких индикаторов загрязнения городской среды является древесная растительность, которая первая испытывает на себе атмотехногенное воздействие. Именно поэтому изучение микроэлементного состава древесной растительности в городах с разной промышленной специализацией представляется актуальным и имеет большую практическую значимость.

Наши геохимические исследования проводились в пределах малого исторического г. Льгова, ландшафты которого находятся под воздействием выбросов предприятий пищевой (сахарной и молочно-консервной) промышленности, стройиндустрии, топливно-энергетического комплекса и автотранспорта.

Цель данной работы – определение эколого-геохимического состояния древесной растительности ландшафтно-функциональных зон г. Льгова, выявление наиболее ярких биогеохимических индикаторов среди видов древесных растений.

Город Льгов расположен на юго-западном склоне Среднерусской возвышенности в бассейне р. Сейм, в лесостепной зоне, соединяющей в себе луговые степи и широколиственные дубравы. В настоящее время облик лесов 200-летней давности сохранился в городском парке площадью 457 га на левом берегу реки. Песчаные террасы Сейма, в пределах города, занимают сосновые леса с участием широколиственных и мелколиственных пород (клен остролистный, ясень обыкновенный, вяз гладкий, липа мелколистная). Под пологом этих деревьев произрастают клен полевой и клен татарский.

Другие типы городских древесных фитоценозов представляют собой искусственно сформированные сообщества. Это массивы лесопарков и парков; скверы; зеленые насаждения в селитебной и общественно-деловой, водоохранных и санитарно-защитных зонах; ветрозащитные насаждения и питомники и др. В этих урбанофитоценозах биологический круговорот и миграционные потоки вещества в значительной степени определяются человеком.

Объектом исследования были наиболее распространенные виды деревьев – дуб черешчатый (*Quércus róbur)*, клен остролистный (*Acer platanoides L.*), липа мелколистная (*Tilia cordata Mill.*), сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris L.*). Смешанные пробы листьев и хвои отбирались с 5–7 деревьев в мае-июне во всех функциональных зонах города: транспортно-промышленной (ТП), постпромышленной (ПП), общественно-деловой (ОД), парково-рекреационнной (ПР). Перед высушиванием пробы отмывались дистиллированной водой. Концентрации элементов – Fe, Mn, Cu, Zn, Cr, Ni и Sr –определялись методом РФА на приборе TEFA–6111 (XRF-analysis).

Для эколого-геохимической оценки состояния древесной растительности города в каждой ландшафтно-функциональной зоне были рассчитаны: Кс – коэффициенты концентрации химического элемента относительно содержаний в растениях парково-рекреационной зоны; отношение Fe/Mn, являющееся одним из наиболее информативных показателей процессов фотосинтеза. На основании полученных результатов были построены ряды накопления металлов в листьях и хвое древесных растений.

В табл. 1 приведены средние содержания химических элементов в листьях древесных растений, отобранных в разных функциональных зонах города.

Таблица 1

Среднее содержание тяжелых металлов (мг/кг сух. вещ.) в листьях клена и липы в разных функциональных зонах г. Льгова

	Зоны	Zn	Cr	Ni	Sr	Cu	Mn	Fe
Клен	ТП	52,8	6,0	6,4	48,0	15,8	82,2	401,1
	ПП	51,8	5,0	6,8	48,5	14,8	131,3	216,7
	ПР	54,3	8,3	5,8	31,3	16,0	182,8	345,0
	ОД	61,0	8,0	9,0	23,0	14,0	44,0	304,0
	Город (в среднем)	55,0	6,8	7,0	37,7	15,2	110,1	316,7
Липа	ТП	33,5	24,5	4,0	79,0	12,5	31,0	643,0
	ПП	32,0	14,0	5,0	90,5	11,5	112,0	291,0
	ПР	37,5	28,0	4,5	69,5	13,5	49,5	453,5
	ОД	59,5	7,0	5,5	35,5	14,0	30,5	168,0
	Город (в среднем)	40,6	18,4	4,8	68,6	12,9	55,8	388,9
Средний состав растений* [5]		45	12,5	2,5	15	10	37,5	500

*Пересчитано на сухое вещество

Как видно из табл. 1, содержания микроэлементов в растениях функциональных зон г. Льгова близки к среднемировым значениям [5]. Исключение составляет концентрация Sr в листьях деревьев, которая превышает среднемировое в 3-6 раз. Это связано с высоким содержанием элемента в почвах, лессовидных суглинках и коренных породах (мергелях и мелах), особенно в правобережной части Льгова.

На основании средних содержаний элементов по городу построены ряды накопления металлов в древесных растениях:

Клен $\underset{n\cdot100}{Fe>Mn} > \underset{n\cdot10}{Zn>Sr>Cu} > \underset{n}{Cr>Ni}$

Липа $\underset{n\cdot100}{Fe} > \underset{n\cdot10}{Sr>Mn>Zn>Cr>Cu} > \underset{n}{Ni}$

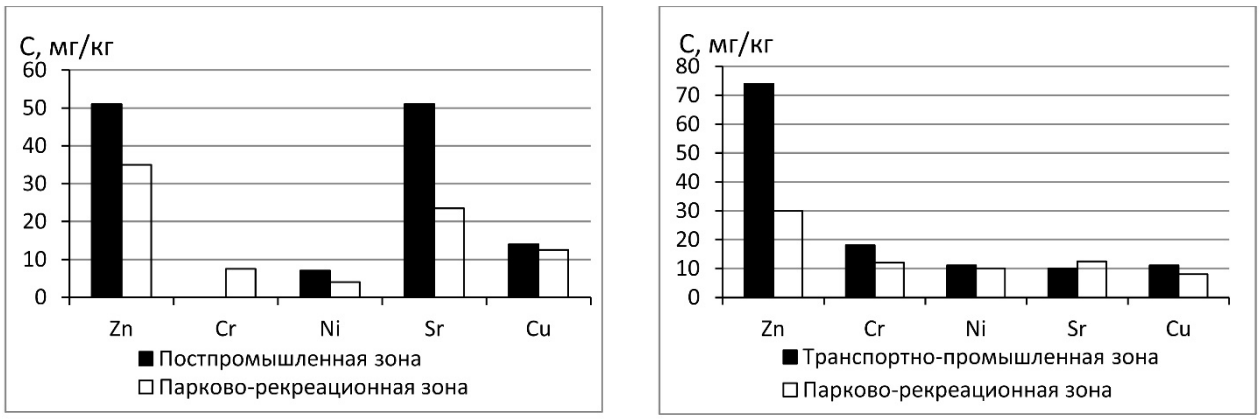
Дуб $\underset{n\cdot100}{Fe>Mn} > \underset{n\cdot10}{Zn>Sr>Cu} > \underset{n}{Cr>Ni}$

Сосна $\underset{n\cdot100}{Mn>Fe} > \underset{n\cdot10}{Zn>Cr>Sr>Ni} > \underset{n}{Cu}$

Геохимические ассоциации элементов в растениях, произрастающих в условиях слабого загрязнения или отсутствия его, в наибольшей степени определяются индивидуальными способностями растений к избирательному поглощению элементов. Анализ рядов накопления элементов показывает, что биогеохимическая специализация клена и дуба близка. Для хвои сосны характерно наименьшее содержание Cu, для листьев липы – Ni.

Наиболее заметные различия в содержании и микроэлементном составе выявлены у листьев дуба и хвои сосны в промышленных зонах по сравнению с парково-рекреационной (рис. 1).

В хвое сосны транспортно-промышленной зоны содержание Zn выше в 2,5 раза по сравнению с парково-рекреационной, Cu и Cr в 1,4 раза. В постпромышленной зоне в листьях дуба накапливаются Sr (Кс=2,2), Ni (Кс=1,8), Zn (Кс=1,5). Определяющую роль в накоплении Zn, как показал анализ литературных данных по оценке состояния воздуха городов Курской области и собственные материалы по загрязнению снежного покрова Льгова [6], играют атмосферные выпадения.



а б

Рис. 1. Распределение ТМ в листьях дуба (а) и хвое сосны (б) в функциональных зонах г. Льгова

Наличие столь контрастного распределения микроэлементов в хвое сосны и в листьях дуба по сравнению с другими видами деревьев может служить основанием для выбора этих видов в качестве индикаторов загрязнения окружающей среды города.

Таблица 2

Эколого-геохимическое состояние древесных растений

Функциональная зона	Fe/Mn
Клен	
Транспортно-промышленная	3,5
Постпромышленная	4,5
Общественно-деловая	6,9
Парково-рекреационная	2,3
Липа	
Транспортно-промышленная	20,7
Постпромышленная	2,6
Общественно-деловая	5,5
Парково-рекреационная	7,4
Город в целом	
Клен	3,1
Липа	6,5
Дуб	0,5
Сосна	0,3

Отношение Fe/Mn позволяет оценивать устойчивость растений к техногенному стрессу. Согласно имеющимся представлениям [7], для нормального развития растений соотношение Fe/Mn должно быть в пределах 1,5–2,5, т.к. при более высоких показателях они испытывают марганцевое голодание. У исследуемых видов деревьев во всех функциональных зонах города показатель Fe/Mn превышает 2,5, что свидетельствует о нарушении сбалансированности в микроэлементном обеспечении биохимических процессов и ухудшении условий произрастания растений (табл. 2).

Наибольшие значения показателя (20,7) характерны для липы в пределах транспортно-промышленной зоны.

Таким образом, проведенные эколого-геохимические исследования показали, что состояние древесной растительности в г. Льгове можно оценить, как удовлетворительное без превышения критических концентраций металлов. В то же время анализ значений показателя Fe/Mn в лиственных деревьях функциональных зон города выявил заметные нарушения сбалансированности в микроэлементном питании и ухудшении условий их произрастания.

Наиболее чувствительными биоиндикаторами загрязнения городской среды химическими элементами среди деревьев являются сосна обыкновенная и дуб черешчатый.

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы фундаментальных исследований Президиума РАН П 15.

Литература

1. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.

2. Ковалевский А.Л. Биогеохимия растений. Новосибирск, 1991. 293 с.

3. Войтюк Е.А. Аккумуляция тяжелых металлов в почве и растениях в условиях городской среды: на примере г. Чита // Дис. … канд. биолог. наук. Чита. 2011. 143 с.

4. Касимов Н.С., Кошелева Н.Е., Сорокина О.И., Гунин П.Д., Бажа С.П., Энх-Амгалан С. Эколого-геохимическая оценка состояния древесной растительности в г. Улан-Батор (Монголия) // Аридные экосистемы. 2011. Т. 17. № 4 (49). С. 14–31.

5. Чертко Н.К., Чертко Э.Н. Геохимия и экология химических элементов: Справочное пособие. Минск: Изд. центр БГУ, 2008. 140 с.

6. Кайданова О.В., Замотаев И.В., Кудерина Т.М., Курбатова А.Н., Суслова С.Б., Шилькрот Г.С. Современные тенденции распределения тяжелых металлов в городских ландшафтах Курской области // Проблемы региональной экологии. 2014. № 4. С. 54–61.

7. Старова Н.В. Проблемы экологии: Принципы их решения на примере Южного Урала. М.: Наука, 2003. 287 с.

УДК 631.41

РАЗРАБОТКА РЕГИОНАЛЬНЫХ НОРМАТИВОВ КАЧЕСТВА ПОЧВ ПО СОДЕРЖАНИЮ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ

Иванов Д.В.

Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, Казань, e-mail: water-rf@mail.ru

В Российской Федерации нормирование качества почв направлено, в первую очередь, на охрану почв сельскохозяйственных угодий и, как следствие, на обеспечение охраны здоровья населения. Предельно-допустимые (ПДК) и ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве выступают в качестве основных критериев гигиенической оценки загрязнения почв химическими веществами и представляют собой показатель безвредного для человека содержания химических веществ в почве. При установлении нормативов учитывается вероятность миграции вредных веществ в сопредельные с почвой среды. ПДК для одной из групп приоритетных для почв загрязняющих веществ – тяжелых металлов (ТМ) установлены для валового содержания Hg, Pb и Mn, а также подвижных форм 7 элементов (Co, Mn, Cu, Ni, Pb, Zn, Cr) для двух категорий земель: сельскохозяйственного назначения и населенных пунктов. Федеральные ОДК валовых форм установлены для 5 металлов (Cd, Cu, Pb, Zn, Ni) и учитывают кислотно-основные свойства и гранулометрический состав почв. Особенность нормативов ОДК заключаются в том, что они получены расчетным путем и, как и ПДК, установлены для двух категорий земель. На практике это означает, что в случае загрязнения ТМ иных категорий земель (земли лесного фонда; земли водного фонда; земли особо охраняемых природных территорий, земли природоохранного, рекреационного и историко-культурного назначения, входящие в категорию земель особо охраняемых территорий) указанные нормативы в отношении нарушителей природоохранного законодательства не могут быть использованы.

Применение соответствующих нормативов в отношении почв как компонентов природных экосистем (ПДК или ОДК) регламентирует «Методика исчисления размера вреда, причиненного почвам как объекту охраны окружающей среды» (Утв. Приказом МПР РФ от 8.07.2010 г. № 238) (далее – Методика). При отсутствии установленного норматива качества окружающей среды для почв (для конкретного химического вещества) Методикой рекомендовано применять для оценки степени загрязнения значение содержания этого вещества «в почвах сопредельной территории аналогичного целевого назначения и вида использования, не испытывающей негативного воздействия от данного вида нарушения». Иными словами, Методикой наравне с ПДК и ОДК допускается использовать фоновые содержания загрязняющих веществ. При этом рекомендуемое сравнение проб почв, отобранных с загрязненных участков, с пробами почв, отобранными на *сопредельных фоновых территориях* не всегда является корректным. Действительно, результаты анализов фоновых проб почв, отобранных в непосредственной близости, могут значительно отличаться по количественному содержанию металлов. При исследовании природной вариабельности содержания металлов в фоновых почвах южной тайги О.В. Бекецкая и О.В. Чернова [1] установили, что при отборе 15 смешанных образцов вблизи опорных разрезов вариабельность в них металлов может достигать 200-600% (2-6 раз). Наличие утвержденных нормативов регионального фонового содержания загрязняющих веществ применительно к определенной категории земель автоматически решает поставленную выше проблему необъективности отбора «фоновой» пробы, а также возможность применения нормативов для всех категорий земель.

Опыт разработки региональных нормативов по величине остаточного содержания нефти и продуктов ее трансформации в почвах после проведения рекультивационных и иных восстановительных работ (ДОСНП) в целом ряде субъектов РФ уже доказал свою высокую экологическую и экономическую эффективность, обеспечив минимальные затраты и минимальный уровень воздействия на почву при проведении мероприятий при рекультивации нефтезагрязненных земель [2]. Используя положительный опыт разработки такого рода нормативов на территории Республики Татарстан (РТ), Министерство экологии и природных ресурсов РТ в 2013 г. инициировало разработку региональных нормативов фонового содержания ТМ в почвах РТ (Приказа МЭПР РТ от 10.07.2013 г. №382-п «Об утверждении Порядка установления Министерства экологии и природных ресурсов Республики Татарстан региональных нормативов качества почв»). Приказом определено, что «региональные нормативы качества почв устанавливаются для основных типов (подтипов) почв с учетом зональных биоклиматических и ландшафтно-литологических факторов, в том числе гранулометрического состава и строения почвенного профиля, категории и вида использования земель».

В течение 2013-2014 гг. специалистами ИПЭН АН РТ было выполнено почвенно-геохимическое обследование территории РТ и отобрано более 1500 образцов естественных и пахотных почв, а также урбаноземов в городах Казань, Зеленодольск, Набережные Челны и Альметьевск. В образцах почв определялось содержание валовых (кислоторастворимых в 5н HNO_3), а также подвижных (ацетатно-аммонийный буфер с pH=4,8) форм металлов (Cd, Pb, Co, Cu, Ni, Zn, Cr, Mn). Выбор методик и форм определения металлов обусловлен их широким использованием в экоаналитической практике природоохранных органов. Во всех исследуемых образцах определялся гранулометрический состав, содержание органического вещества и реакция среды водной вытяжки. Полученный массив аналитических данных был подвергнут статистической обработке на предмет выявления основных закономерностей распределения исследуемых форм металлов и факторов, их определяющих.

Почвенный покров РТ представлен 11 типами и 18 подтипами почв, из них 90% земель занимают черноземы (40%), серые лесные (32%) и дерново-подзолистые (17%) почвы. Более 70% территории республики распахано. Чтобы региональные нормативы распространялись на почвы всех категорий земель, было выполнено сравнение выборочных средних в гумусовых горизонтах пахотных и естественных почв. По большинству металлов различия оказались статистически незначимы. По тем металлам, где гипотеза о равенстве средних не подтвердилась, это было связано с различиями в гранулометрическом составе: содержание физической глины в гумусовом горизонте естественных почв РТ в среднем на 10% выше, чем в пахотных. Известно, что именно гранулометрический состав является ведущим фактором, формирующим геохимический фон ТМ в почвах. Факторный анализ показал, что в число свойств, наиболее сильно влияющих на изменчивость элементного состава почв РТ, входят содержание ила и глины, что обусловлено сорбционными свойствами тонкодисперсных минералов, т.е. литогенной основой исследуемых почв. Отсутствие гумуса и реакции среды в числе факторов, определяющих изменения валовых и подвижных форм ТМ в почвах, также объясняется ведущей ролью литогенного фактора. Между содержанием в почвах фракции <0,01 мм и содержанием металлов обнаружена статистически значимая связь: положительная для валовых форм и отрицательная для подвижных.

Исследования подтвердили предположение, что имеющиеся различия в содержании металлов между подтипами почв РТ обусловлены не столько типом почвообразования, сколько характером их литологической основы, а именно гранулометрическим и минералогическим составом почвообразующих пород и сформированных на них почв. Поэтому региональные представители почв, отличающиеся типом почвообразо-

вательных процессов, но сходные по соотношению размерных фракций, по своим геохимическим свойствам обнаружили больше общих признаков, чем различий.

Генетический профиль большинства зональных и интразональных почв РТ дифференцирован по содержанию металлов, в связи с чем необходимо было учесть внутрипрофильные вариации их уровней. Как показала статистически обработка данных, эта разница либо оказалась не значима, либо вновь была обусловлена вариациями литологической основы. Таким образом, фоновое содержание, рассчитанное для всех, а не только для верхних горизонтов почв РТ, будет объективно отражать все возможные вариации профильного распределения металлов (это также имеет существенное значение при применении «Методики исчисления размера вреда, причиненного почвам как объекту охраны окружающей среды» для оценки глубины химического загрязнения почв).

Таблица

Региональные нормативы фонового содержания ТМ в почвах Республики Татарстан (приказ МЭПР РТ от 30.12.2015 №1134-п)

ТМ	Группа почв		Кислоторастворимые формы, мг/кг	Подвижные формы, мг/кг
Cd	I	песчаные, супесчаные, легкосуглинистые	0,5	0,1
	II	среднесуглинистые, тяжелосуглинистые и глинистые	0,5	0,1
Pb	I	песчаные, супесчаные, легкосуглинистые	12	2,0
	II	среднесуглинистые, тяжелосуглинистые и глинистые	12	1,0
Co	I	песчаные, супесчаные, легкосуглинистые	8	0,1
	II	среднесуглинистые, тяжелосуглинистые и глинистые	12	0,1
Cu	I	песчаные, супесчаные, легкосуглинистые	14	0,4
	II	среднесуглинистые, тяжелосуглинистые и глинистые	22	0,2
Ni	I	песчаные, супесчаные, легкосуглинистые	25	1,0
	II	среднесуглинистые, тяжелосуглинистые и глинистые	45	1,0
Zn	I	песчаные, супесчаные, легкосуглинистые	40	2,5
	II	среднесуглинистые, тяжелосуглинистые и глинистые	50	1,0
Cr	I	песчаные, супесчаные, легкосуглинистые	22	0,6
	II	среднесуглинистые, тяжелосуглинистые и глинистые	32	0,3
Mn	I	песчаные, супесчаные, легкосуглинистые	570	55
	II	среднесуглинистые, тяжелосуглинистые и глинистые	720	45

При анализе распределения частиц физической глины в исследуемых почвах (n=1540) на гистограмме заметно выделялись три группы почв с содержанием физической глины 0-30%, 30-60% и более 60%. Первая из них объединяла песчаные, супесчаные и легкосуглинистые разновидности (20% выборки), вторая – средне-, тяжелосуглинистые и легкоглинистые почвы (73%), третья средне- и тяжелоглинистые (7%). Выборочная совокупность репрезентативно отражала фактическое соотношение гранулометрических разновидностей в структуре почвенного покрова РТ: 2/3 площади республики покрыты почвами, относящимися к категориям суглинистых и глинистых. Оставшаяся треть объединяет почвы песчаного, супесчаного и легкосуглинистого состава, куда относятся в основном дерново-подзолистые, светло-серые и серые лесные

почвы. Таким образом, разделение почв по литологическому признаку с целью разработки единых геохимических нормативов по содержанию ТМ в значительной мере учитывает не только генетическую, но и пространственную дифференциацию почв республики. Исходя из сказанного, весь массив имеющихся аналитических данных был разбит на две литогеохимические группы, объединяющие почвы с различным содержанием частиц <0,01 мм: 0-30% и более 30%.

Установлено, что уровень однородности рассматриваемых почвенных свойств (содержание ТМ) внутри каждой из литогеохимических групп столь же высок, как и уровень неоднородности между ними. Таким образом, сравниваемые группы почв представляют собой две различные литогеохимические структуры. В пределах выделенных литогеохимических групп статистически значимо отличаются средние концентрации как валовых, так и подвижных форм металлов (кроме подвижных форм Ni и Co) (табл.).

Несмотря на то, что разница между абсолютным содержанием кислоторастворимых форм Cd и Pb не превышала 10% и являлась статистически значимой, было целесообразно установить единое среднее фоновое значение в почвах РТ для обеих групп почв: на уровне 0,5 мг/кг для Cd и на уровне 12 мг/кг для Pb. То же касается подвижных форм кадмия, кобальта и никеля. По другим элементам «контрастность» отношений металлов между группами варьирует от 1,2 до 1,7.

Если рассматривать подвижные формы металлов, то здесь зависимость от дисперсности образца носит обратный характер: в песчаных почвах абсолютное содержание и относительная подвижность металлов выше, чем в суглинистых и глинистых. Наиболее подвижен в почвах республики кадмий: доля его обменных форм, доступных для поглощения растениями, составляет 23% (в I группе) и 21% (во II группе). На втором месте по подвижности располагается не менее токсичный свинец, доля подвижных форм которого достигает 16% (I группа) и 8% (II группа). Ежегодно фиксируемое в поверхностных водах республики превышение растворенных форм марганца является в первую очередь следствием высокой подвижности этого элемента в почвах региона (6-10%). В этой связи особое внимание при организации регионального мониторинга и экологического надзора за состоянием почв и земель рекомендуется уделить содержанию именно подвижных форм ТМ, так как они представляют особую опасность, мигрируя в сопредельные среды и являясь наиболее доступными для биоты.

Литература

1. Бекецкая О.В, Чернова О.В. Определение фоновых концентраций тяжелых металлов в почвах с применением расчетных методов // Геохимия ландшафта и география почв (к 100-летию М.А. Глазовской). М.: Географический факультет МГУ, 2012. С 47-49.

2. Иванов Д.В., Петров А.М., Шагидуллин Р.Р., Шагидуллина Р.А. Региональные нормативы качества почв и их применение в системе государственного экологического надзора // Промышленная и экологическая безопасность, охрана труда. 2014. № 6(92) С. 80-81.

УДК 551.481:543

МИГРАЦИЯ ВЕЩЕСТВ НА ЛАНДШАФТНОМ ПРОФИЛЕ ОЛИГОТРОФНОГО БОЛОТА

Инишева Л.И., Порохина Е.В.
Томский государственный педагогический университет, Томск, e-mail: inisheva@mail.ru

Водообмен в болотах является связующим звеном геологического, биологического круговоротов, определяющих пути миграции веществ и энергии. С одной стороны, болотные экосистемы (БЭС) являются геохимическими барьерами [1], но с другой стороны, сложный химический состав самих торфов в торфяной залежи БЭС формируют собственный гидрохимический состав болотных вод. Согласно А.И. Перельману [2], болотные воды по окислительно-восстановительным условиям представляют собой неравновесную систему, для которой характерны ассоциации окислителей (O_2, Fe^{3+}) и восстановителей (растворенные гуминовые кислоты и Fe^{2+}). Наличие большого количества гумусовых веществ (ГВ) специфической природы объясняет отсутствие в болотных водах баланса между катионной и анионной составляющими. В итоге формируются пресные воды, обогащенные болотными компонентами, состав и процессы взаимодействия в которых изучены недостаточно.

Цель работы – характеристика болотных вод олиготрофного ландшафтного профиля малого заболоченного бассейна, оценка миграции и выноса химических соединений.

Исследования проводились на естественной БЭС в южно-таежной подзоне Западной Сибири (отроги Васюганского болота), относящейся по ландшафтному районированию к южно-таежной озерно-аллювиальной равнине Бакчар – Иксинского междуречья Чаинского физико-географического района Васюганской природной провинции [3]. Эта территория характеризуется наибольшей заболоченностью (50%), высокой заторфованностью (35,6%) и преобладанием крупных торфяных болот. Отложения БЭС представлены торфом, их возраст не превышает 10 тыс. лет, подстилаются плотными водонепроницаемыми глинами Ширинского и Тазовского объединенных горизонтов. В основании болотных отложений имеется слой илистой темно серой гумусированной глины, мощностью от 0,8 до 4 м, иногда содержащей раковины пресноводных моллюсков.

В качестве модельного объекта для исследований была принята катена малого заболоченного водосбора р. Ключ (F = 58 км^2), притока р. Бакчар. Ландшафтный профиль катены проложен по водосбору перпендикулярно простиранию поверхности и пересекает болотные БГЦ: высокий рям (трансаккумулятивная позиция), низкий рям (транзитная позиция), осоково-сфагновая топь (автономная позиция). Профиль закреплен реперами, обоснован в плановом отношении, выполнена нивелировка поверхности. На катене велись наблюдения за стоком р. Ключ на оборудованном гидрометрическом посту [4]. На каждом БГЦ изучались уровни болотных вод (УБВ). Болотную воду на анализ отбирали в колодцах каждого пункта, в р. Ключ и р. Бакчар. Макрокомпоненты анализировались по общепринятым методикам, гуминовые и фульвокислоты по [5]. Групповой химический состав органического вещества (ОВ) торфов и осадков болотных и речных вод проводили по методу Инсторфа [5] ИК спектры сняты на спектрометре “Specord-80” в таблетках KBr. Содержание железа в ГК определяли методом рентгенофлюоресцентного анализа. Вынос элементов со стоком р. Ключ со всей водосборной площади рассчитывался по суточным интервалам.

Объем стока, его динамика определяют миграционный поток веществ с олиготрофного болота в болотные речки. При среднемноголетних снегозапасах в бассейне 92-121 мм, сток за период половодья в среднем равен 82 мм (с экстремумами 10-267

мм). Анализы определения концентрации химических элементов в болотной р. Ключ, проводимые ежемесячно, показывают их значительную изменчивость в разные годы и гидрологические фазы стока. Если сравнить эти результаты с осредненными результатами геохимического состояния крупных притоков средней Оби [6], то болотное происхождение малого водотока р. Ключ определяет пониженное содержание в воде средних значений ионов Ca^{2+}, HCO_3^-, SO_4^{2-}, но несколько повышенное – $Fe_{общ}$, NH_4^+ и появление промежуточного продукта восстановления NO_3^- – нитритов (табл.). Заметим также, что воды р. Ключ обогащены органическим веществом.

Таблица

Отдельные компоненты химического состава речных и болотных вод, мг/л

Компоненты	Р. Бакчар	Р. Ключ	Болотные воды		
			часть ландшафтного профиля		
			трансаккумулятивная	транзитная	автономная
pH	6,5-7,5	6,6-7,1	4,6-5,6	3,6-4,3	3,9-4,5
	7,2	6,7	4,7	4,0	4,1
Ca^{2+}	9,3-45,3	8,0-28,0	3,0-7,2	0,6-6,2	1,0-6,0
	32,5	17,6	5,2	1,9	2,6
$^*Fe_{общ}$	1,5-4,9	2,0-5,9	1,6-7,0	1,6-3,8	1,0-3,8
	3,1	3,6	4,7	2,8	2,5
$^*NO_2^-$	0,002-0,07	0,002-0,1	0,0-0,01	нет	0,0-0,009
	0,03	0,03	0,004		0,004
Углерод (С)	14-49	28-85	56-106	46-109	37-96
	30	55	78	65	54
ХПК	94-200	81-293	108-269	60-222	103-216
	146	181	175	142	166
Гуминовые кислоты	3,5-16,7	5,8-25,1	10,6-27,0	4-26,1	6,1-20,0
	9,2	17,8	16,8	12,5	11,0
Фульвокислоты	28,6-32,7	41,5-61,6	81,0-92,4	51,4-60,2	42,6-53,3
	30,6	51,3	87	56	49,6

Примечание: числитель – пределы изменения, знаменатель – среднее значение. Состав вод р. Ключ свидетельствует о том, что поверхностные талые воды успевают перемешаться с водами зоны деятельного слоя торфяной залежи, прошедшими биохимический цикл обменных процессов

Согласно полученным результатам, исследуемая БЭС в большей степени относится к мезотрофному типу торфообразования, так как в болотной воде отмечается довольно большая концентрация кальция, магния и некоторых микроэлементов. Это можно объяснить региональной особенностью БЭС южно-таежной подзоны Западной Сибири. Выше уже отмечалось, что исследуемая территория располагается на карбонатных породах. По данным Р.С. Ильина [7], это оказывает влияние на стратиграфию торфяной залежи БЭС южно-таежной подзоны, изменяет режим их минерального питания и приводит к формированию олиготрофных болот, обогащенных минеральными веществами, что и отмечается при анализе состава болотных вод по БГЦ ландшафтного профиля. Кроме того, в процессе развития болот в период голоцена господствующей являлась не гидрогенная, а биогенная форма миграции химических элементов. Таким образом, петрографический состав пород водосбора и пород обрамления водосбора также определяют вещественный состав мигрирующего потока на исследованном водосборе. Так, в болотных водах трансаккумулятивной части ландшафта во все сроки наблюдений отмечаются самые высокие концентрации Ca^{2+}, $Fe_{общ.}$, ХПК. В транзитной и трансаккумулятивной частях происходит увеличение ЛГ и ТГ соединений органиче-

ских веществ. Вместе с тем, увеличение содержания этих фракций ближе к зоне разгрузки вод (геохимический барьер ландшафтного профиля) свидетельствует о миграции веществ в форме органоминеральных комплексов по профилю, что подтверждает наличие процесса латерального сноса веществ с заболоченного водосбора. В целом динамика выноса элементов, определяемая преимущественно ходом стока воды, составляет: Ca^{2+} -1398 кг/км^2, $Fe_{общ}$ -311 кг/км^2, SO_4^{2-} -391 кг/км^2, NO_3^- -236 кг/км^2, NO_2^- -1 кг/км^2.

Вынос со стоком растворенного органического углерода достигает 6945 кг/км^2. Содержание водорастворимого углерода в исследуемых водах верховых болот в своих максимальных значениях изменяется от 145,6 в трансаккумулятивной части ландшафтного профиля до 80,5 мг/л – в элювиальной. Высокое содержание углерода отмечается в реках Ключ и Бакчар (река вытекает из Васюганского болота, площадь водосбора – 2040 км^2, испытывает антропогенное воздействие). Отмеченная закономерность проявляется и в показателях окисляемости.

Эта статья расхода имеет существенное значение, так как углерод находится в форме фенольных, альдегидных, карбоксильных, а также фульво - и гуминовых кислот.

Проведенные нами расчеты показывают, что вынос углерода в форме гуминовых веществ достигает в отдельные периоды 98% от общего выноса углерода поверхностным и внутриболотным стоком, при этом наибольшая доля принадлежит углероду фульвовых кислот. Более детально рассмотрим данное положение на динамике ИК спектров веществ фенольной природы. В болотной воде автономной части ландшафта соотношение оптических плотностей гидроксильных групп D_{3400}/D_{1460} колеблется от 0,89 до 1,49, фенольных гидроксилов D_{1270}/D_{1460} – 0,78-0,86, карбоксильных групп D_{1720}/D_{1460} – 1,16-1,28 и ароматических фрагментов D_{1620}/D_{1460} – 1,20-1,85. В водорастворимых веществах транзитной и трансаккумулятивной части повышается доля фенольных гидроксилов D_{1270}/D_{1460} до 0,96 и карбоксильных групп D_{1720}/D_{1460} – 1,73 по сравнению с автономной частью. В реках Ключ и Бакчар для водорастворимых веществ характерно незначительное содержание перечисленных функциональных групп гуминовых веществ, вследствие разбавления мигрирующего потока поверхностными водами, стекающими с территории иной гидрохимической характеристики.

Выводы. Принадлежность к определенному геохимическому району определяет качественные условия формирования торфяной залежи и состава болотных вод. Особенности подстилающих пород исследуемой территории способствовали формированию мезоолиготрофного водораздельного болота со своеобразным составом болотных вод. Химический состав болотной р. Ключ образуется за счет талых, дождевых и болотных вод деятельного слоя болота и таким образом представляет собой усредненные значения компонентов этих вод. В результате со стоком со всей водосборной площади р. Ключ. вынос составил: Ca^{2+} -1398 кг/км^2, $Fe_{общ}$ -311 кг/км^2, SO_4^{2-} -391 кг/км^2, NO_3^- -236 кг/км^2, NO^{2-} -1 кг/км^2.

Таким образом, высокая заболоченность и активность проявления торфообразовательного процесса, отмечающегося на территории Западной Сибири, оказывает влияние на формирование химического состава болотных и далее речных вод. Роль органического вещества, как наиболее распространенного в процессах миграции и концентрирования элементов на заболоченных территориях с проявлением торфогенеза, очевидна и требует дальнейшего развития и детализации.

Изучение содержание элементов в болотных водах разных по генезису торфяных залежей и в разных регионах дает возможность получить прогноз оценки геохимической ситуации в поверхностных водах зоны гипергенеза.

Литература

1. Глазовская М.А. // Устойчивость геосистем. М.: Наука, 1983, С. 61.

2. Перельман А.И. Геохимия. М.: Высшая школа, 1989, 528 с.

3. Булатов В.И. // Автореф. дисс. ... канд. геогр. наук. Воронеж: ВГУ, 1966. 16 с.

4. Наставления гидрометеорологическим станциям и постам. Л.: Гидрометеоиздат, 1978. Вып. 6. Ч. I. 384 с.

5. Технический анализ торфа. М.: Недра, 1992. 358 с.

6 Шварцев С.Л., Савичев О.Г. // Водные ресурсы. 1997. Т. 24. № 6. С. 763.

7 Ильин Р.С. // Материалы по изучению Сибири и её производительных сил. Томск: Краевед. музей, 1930. Т. 2. 335 с.

УДК 550.42(571.663)

ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПРИРОДНЫХ ЛАНДШАФТОВ КОМАНДОРСКИХ ОСТРОВОВ

Исаченкова Л.Б.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: isalida@mail.ru

Командорские острова являются уникальной геосистемой, привлекающей к себе внимание многочисленных исследователей, особенно в связи с организацией здесь заповедника «Командорский». Изучение геохимии ландшафтов островов имеет важное значение как для решения целого ряда практических и теоретических проблем, так и для целей глобального мониторинга. К сожалению, на Командорских островах такие работы практически не проводились. Задачей настоящего исследования является выявление главных особенностей поведения микроэлементов в основных ландшафтах Командорских островов. При этом большой интерес представляет изучение концентрации и миграции элементов как по вертикальному профилю ландшафтов (материнские породы – почвы – растения), так и в латеральном соподчинении. Исследования проводились в течение нескольких полевых сезонов в районе бухты Гладковской на острове Медный и в северной части острова Беринга. Всего было заложено более 60 почвенных разрезов, приуроченных к основным элементам рельефа. Содержание тринадцати микроэлементов в породах, почвах и растениях и восьми макроэлементов в растениях определялось приближенно-количественным спектральным методом в лаборатории геолого-геохимической экспедиции г. Бронницы. Всего проанализировано 45 образцов пород, 120 образцов почв и более 50 образцов растений. Командорский архипелаг, составляющий самые западные острова Алеутско-Командорской дуги, расположен на границе Берингова моря и Тихого океана, включает как два крупных острова (Беринга и Медный), так и несколько небольших островов. В настоящее время нет единой точки зрения на геологическую историю Командор. Однако, большая мощность отложений, интенсивный вулканизм на протяжении всего палеогена и неогена, а также отчетливая складчатая тектоника позволяют рассматривать Командорские острова как часть крупной палеогеновой геосинклинали. Северная часть острова Беринга сложена вулканогенными породами, среди которых преобладают андезиты, базальты и соответствующие им туфы. Южная часть острова сложена осадочными туфогенными породами палеоген-неогенового возраста. Геологическое строение острова Медный сложнее и отличается разнообразием изверженных пород. Несмотря на сравнительную близость Камчатско-Курильской и Алеутской вулканических дуг, являющихся активной сейсмической зоной, Командоры мало подвержены тектоническим процессам. Здесь нет ни действующих, ни потухших вулканов, а землетрясения редко бывают сильными. Среди четвертичных отложений Командорских островов выделяются следующие генетические комплексы: элювиально-делювиальные, отложения пляжевой полосы и песчаные дюны, отложения высоких морских террас, аллювиальные, озерно-болотные. Наиболее широко развиты элювиально-делювиальные отложения, почти повсеместно перекрывающие маломощным пластом более древние породы. Командорские острова – вершины подводных хребтов, их рельеф денудационно-тектонический. Большая часть островов Беринга и Медный представляет собой складчато-глыбовые горы. В средней части острова Беринга распространены денудационные равнины, а северную часть занимают плоские террасированные аллювиальные, флювиогляциальные и пролювиальные равнины. Командорские острова находятся в океаническом секторе умеренного пояса. В результате взаимодействия основных климатообразующих факторов здесь формируется своеобразный климат с довольно теплой зимой и холод-

ным летом, частыми туманами и дождями, постоянной высокой относительной влажностью и ветрами. Командорские острова безлесны, хотя и расположены в довольно низких широтах. Причина этого – низкие летние температуры, сильные ветры и относительная кратковременность вегетационного периода (130–140 дней). Большая часть островов занята разными вариантами горных тундр с преобладанием вороничников, распространены и травянистые сообщества. На северной равнинной части острова Беринга формируются сухие бугристые разнотравно-верещатниковые тундры, с проективным покрытием до 100%. На плакорах появляются сухие мелкобугристые щебнисто-верещатниковые тундры, где проективное покрытие падает до 60%. Основная часть склонов разной экспозиции в средней и южной частях островов Беринга и Медный занята разными вариантами бугристых вороничных тундр. Основные площади на Командорских островах заняты тундровыми подбурами, формирующимися на элюводелювии андезито-базальтов под кустарниковыми сообществами, отличающимися значительным разнообразием. Тундровые подбуры слаборазвитые поверхностно-каменистые получили меньшее распространение. Они формируются на вершинных и привершинных горных поверхностях под разреженными кустарничково-низкотравными сообществами и отличаются более укороченным профилем. Лугово-дерновые почвы формируются на низких морских террасах, сложенных крупнозернистыми песками под разнотравно-злаково-осоковыми лугами, а также под крупнотравно-злаковыми лугами. Почвы характеризуются хорошо выраженным горизонтом дернины, ниже которого формируется гумусово-аккумулятивный горизонт, мощностью до 25 см. Вдоль русел небольших водотоков под разнотравно-злаковыми лугами формируются аллювиальные дерновые почвы с хорошо развитым гумусовым горизонтом. В депрессиях рельефа, связанных с озерными котловинами, под сырыми, низинными осоково-пушицевыми сообществами встречаются торфянисто-перегнойно-глеевые болотные почвы. Рассмотрим микроэлементный состав почвообразующих пород, почв и растений Командорских островов. Нами был изучен микроэлементный состав андезито-базальтов, аргиллитов и разнозернистых плохосортированных морских песков – наиболее распространенных почвообразующих пород. Все породы отличаются пониженным содержанием большинства микроэлементов по сравнению с кларками литосферы. В андезито-базальтах содержание элементов меньше не только по сравнению с аналогичными породами основного ряда, которые обычно отличаются повышенной концентрацией ряда микроэлементов, но и с гранитами. Незначительное повышение концентраций наблюдается здесь лишь для ванадия, галлия, никеля, кобальта по отношению к кларку литосферы (кларк концентрации не превышает 1,5). Однако среди трех выше перечисленных типов почвообразующих пород, именно андезито-базальты выделяются повышенным содержанием большинства микроэлементов. Для аргиллитов отмечено некоторое увеличение содержания цинка и марганца по сравнению с другими породами. Процессы гипергенеза в условиях прохладного избыточно влажного климата приводят к снижению концентрации микроэлементов в рыхлых отложениях. Особенно наглядно это видно при сравнении микроэлементного состава разнозернистых морских песков и андезито-базальтов. Геохимическое своеобразие командорских почв проявляется в пониженном содержании по сравнению с литосферой практически всех рассматриваемых микроэлементов, особенно цинка, никеля, хрома и марганца, что обусловлено соответствующими особенностями химического состава почвообразующих пород. В то же время почвы по сравнению с материнскими породами обогащены барием и марганцем, что можно объяснить биогенной аккумуляцией. Интересно, что для всех четырех типов почв (тундровые подбуры, тундровые подбуры слаборазвитые поверхностно-каменистые, лугово-дерновые, торфянисто-перегнойно-глеевые болотные) отмечены довольно близкие величины содержания микроэлементов. При этом самые высокие концентрации меди, бария, скандия и стронция отмеча-

ются в тундровых подбурах слаборазвитых, а хрома, марганца, свинца и кобальта – в лугово-дерновых почвах. Также важно, что почвы островов Медный и Беринга по содержанию микроэлементов практически не различаются. Рассмотрим особенности распределения микроэлементов в генетическом профиле почв. Тундровые подбуры характеризуются довольно равномерным распределением большинства микроэлементов по профилю. Исключение составляет марганец, который накапливается в гумусово-иллювиальном и иллювиальном горизонтах, что обычно соответствует альфегумусовому процессу почвообразования. Для торфянисто-перегнойно-глеевых болотных почв отмечено накопление скандия в верхнем оторфованном горизонте при равномерном распределении по профилю остальных микроэлементов. Иным оказалось распределение микроэлементов в профиле лугово-дерновых почв. Здесь большая часть микроэлементов накапливается в переходном к почвообразующей породе горизонте, однако марганец, благодаря биогенной аккумуляции, концентрируется в верхнем гумусовом горизонте, а свинец – в погребенном гумусовом горизонте. Помимо радиальной, нами были выявлены особенности и латеральной миграции в пределах ландшафтно-геохимического профиля, заложенного в районе бухты Гладковской на острове Медный. Подсчет коэффициентов латеральной дифференциации показал, что незначительное накопление цинка, хрома, скандия и галлия отмечается в почвах транссупераквального ландшафта высокой поймы реки, а также в почвах трансэлювиально-аккумулятивного ландшафта террасы. Здесь значение коэффициента латеральной дифференциация для перечисленных элементов достигало 3,5. Интересно, что медь, кобальт, олово и ванадий накапливаются в почвах элювиальных ландшафтов привершинных поверхностей. Минимальные значения коэффициента латеральной дифференциации для всех микроэлементов отмечается в почвах трансэлювиальных ландшафтов крутых склонов. Остановимся на рассмотрении макро- и микроэлементного состава лишайников, злаков, осок, разнотравья, кустарничков и кустарников Командорских островов. Прежде всего следует отметить их местную специфическую особенность: пониженное содержание большинства макро- и микроэлементов. Незначительное накопление, по сравнению со среднем содержанием в растительности суши, отмечается лишь для марганца, бария, магния, натрия и молибдена. Пониженное содержание таких элементов, как кремний, фосфор, медь, свинец, никель, хром характерно для всех групп рассматриваемых растений. В то же время остальные элементы весьма дифференцировано накапливаются только в определенных группах растений. Наибольшие различия выявлены между лишайниками, осоками и кустарниками. Так, если в лишайниках накапливается железо, алюминий, ванадий, титан и в меньшей степени магний, то в осоках – барий, цинк, марганец, а также натрий, т.е. элементы, которыми обеднены лишайники. Кустарники по набору активно аккумулируемых элементов близки к осокам, отличаясь при этом значительным накоплением марганца, что особенно четко проявляется у рододендрона камчатского. Для кустарничков характерны повышенные концентрации кальция и хрома. Злаки и разнотравье обеднены практически всеми рассматриваемыми элементами, за исключением соответственно бария и магния. Для растений Командорских островов были подсчитаны также коэффициенты биологического поглощения. Их сравнение с эталонными значениями, полученными А.И. Перельманом для растительности суши показывают, что в условиях Командорских островов такие элементы, как цинк, марганец, медь и барий накапливаются растениями очень энергично и имеют более высокие, чем обычно, коэффициенты биологического поглощения. Таким образом для ландшафтов Командорских островов характерны следующие геохимические особенности. Содержание большинства рассматриваемых микроэлементов в почвообразующих породах ниже по сравнению с кларками литосферы. Почвы наследуют от материнских пород пониженные концентрации практически всех микроэлементов, особенно никеля и цинка. По содержанию микроэлемен-

тов почвы островов Беринга и Медный не различаются. Для всех типов почв отмечены близкие концентрации микроэлементов с их активным накоплением в верхних гумусовых горизонтах. Почвы трансэлювиальных ландшафтов крутых склонов характеризуются минимальными содержаниями всех рассматриваемых микроэлементов. Растения Командорских островов также отличаются обедненностью содержания большинства макро- и микроэлементов с дифференцированным накоплением по группам растений. В целом породы, почвы и растения имеют индивидуальные спектры типоморфных элементов. Сопряженный геохимический анализ выявил как радиальную, так и латеральную дифференциацию вещества в местных геохимических ландшафтах. Можно допустить, что в условиях отсутствия локального и при весьма слабом региональном техногенном воздействии полученные данные в значительной степени характеризуют особенности регионального природного геохимического фона территории Командорских островов.

УДК 911.52:631.12

ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКОЕ РАЙОНИРОВАНИЕ АЛТАЙСКОГО КРАЯ: СОСТОЯНИЕ ВОПРОСА И АКТУАЛЬНОСТЬ ПРОВЕДЕНИЯ ИССЛЕДОВАНИЙ

Казанцева Л.Г.

Алтайский государственный технический университет имени И.И. Ползунова, Барнаул, e-mail: klg2002@mail.ru

Алтайский край – это аграрный регион, в котором почвенно-земельные ресурсы являются основным средством производства, а структуру почвенного покрова можно отнести к определяющим факторам территориальной организации сельского хозяйства. В годы поднятия целинных и залежных земель распашка велась без учета ландшафтной структуры территории, что привело к существенной деградации почвенного покрова. Впоследствии стали создаваться адаптивно-ландшафтные системы земледелия и встал вопрос проведения агроландшафтного районирования Алтайского края, который поднимался неоднократно на протяжении не одного десятилетия, как на уровне отдельных научных учреждений, так и на уровне Администрации Алтайского края, однако до сих пор он остается до конца нерешенным.

На территории Алтайского края были проведены разные виды районирования: геоморфологическое, климатическое, почвенное, биогеохимическое, физико-географическое и др. Существующие подходы к агроландшафтному районированию Алтайского края сводятся либо к использованию отдельных видов природного районирования, либо к наложению их друг на друга. Попытки провести агроландшафтное районирование таким путем не увенчались успехом из-за отсутствия соответствующей методологической базы. В качестве методологической основы для агроландшафтного районирования целесообразно использовать ландшафтно-геохимическое районирование, позволяющее рассматривать горизонтальную и вертикальную структуру ландшафтов с позиции дифференциации вещества. Геохимия ландшафта признается наиболее подходящим направлением физической географии, способным объективно выявить границы природных образований через потоки веществ. Основные принципы ландшафтно-геохимического районирования изложены в трудах Б.Б. Полынова, А.И. Перельмана, М.А. Глазовской, В.А. Снытко, Ю.М. Семенова, Е.Г. Нечаевой, В.А. Алексеенко [1-6] и других авторов.

Ландшафтно-геохимического районирование Алтайского края представляет большой интерес в научно-методологическом плане. Территория Алтайского края отличается большим разнообразием и своеобразием зональных и азональных элементарных ландшафтов и типов геохимических сопряжений между ними. Геоморфологическое строение территории оказывает значительное влияние на формирование и расположение почвенно-биоклиматических зон и подзон, а также долинных азональных природных комплексов. Ряд высотных ступеней поднимается с северо-запада на юго-восток: Кулундинская равнина – 100-250 м; Приобское плато – 250-280 м; Бийско-Чумышская возвышенность – 300-350 м; предгорья и горы Салаира – 400-600 м; предгорные и подгорные равнины, предгорья, низкогорья и высокогорья Алтая – 400-4000 м. В этом же направлении происходит закономерная смена климатических районов засушливой степи, умеренно-засушливой и колочной степи, лесостепи, лесостепных предгорий и лесных низкогорий Салаира, степных предгорий, степных и лесостепных низкогорий, лесных средне- и высокогорий Алтая. Исследования в направлении ландшафтно-геохимического районирования данной территории позволят уточнить границы и снять противоречия при выделении физико-географических единиц, а также

выявить общие закономерности территориального распространения и сопряжения природных комплексов и показать их своеобразие.

Вопрос проведения ландшафтно-геохимического районирования интересен также с практической точки зрения. Соотношение миграции и аккумуляции веществ определяет функциональные особенности геосистем, а следовательно их продуктивность, плодородие, способность к восстановлению, самоочищению. Выявление ландшафтно-геохимических районов на территории Алтайского края позволит научно обоснованно давать рекомендации и принимать решения на разных уровнях в сферах земледелия, животноводства, лесного хозяйства, строительства, здравоохранения, курортотерапии, охраны природы и т.д.

С прошлого века до настоящего времени собран огромный фактологический материал о состоянии природных ландшафтов Алтайского края, однако до сих пор отсутствует в должной мере его систематизация и обобщение из-за несовершенства методологической базы, в результате чего информативность огромного массива данных в значительной степени теряется. Использование ландшафтно-геохимического метода позволяет систематизировать весь имеющийся материал на новом уровне, результатом такой систематизации будет карта ландшафтно-геохимических районов Алтайского края. Предполагается проведение ландшафтно-геохимического районирования «сверху» – путем изучения факторов региональной дифференциации и выявления внутренних различий территории, и «снизу» – путем последовательной группировки более простых геосистем в более сложные. По мнению многих ученых этим обеспечивается наибольшая надежность, точность и полнота результатов. Учитывая, что проведение полевых и лабораторных исследований является очень затратным в плане времени, материальных, интеллектуальных и финансовых ресурсов, такой подход обеспечивает значительную экономию всех видов ресурсов, многократно повышая при этом эффективность получения и использования результатов исследования.

В пределах территории Алтайского края проведено ландшафтно-геохимическое районирование поймы Верхней Оби [7], в котором пойма рассмотрена как элемент бассейновой системы. Разработанные принципы районирования и классификации пойменных геохимических ландшафтов могут быть использованы для всей территории Алтайского края. Интегральным показателем своеобразия среды служит pH, который используется при изучении ландшафтной неоднородности и отображается индексами типоморфных элементов и ионов: водорода, кальция, натрия и др. На территории Алтайского края этот показатель отличается высокой информативностью и изменяется в широких пределах от сильнощелочной реакции почвенного раствора в подзоне засушливой степи до кислой в лесостепной и лесной зонах. Показатель pH характеризует не только зональные особенности природных комплексов, но также очень хорошо показывает типы геохимических сопряжений между элементарными ландшафтами внутри зон и подзон. Простота определения кислотно-щелочных свойств почвенного раствора и других сред делает его широко доступным для исследований и мониторинга состояния природных и техногенных ландшафтов.

Ландшафтно-геохимический метод включает использование бассейнового подхода, так как реки и их притоки разных порядков, всегда являются естественными природными границами, разделяющими геохимически сопряженные природные комплексы различных иерархических уровней в системе физико-географического районирования. Пойменные геосистемы отражают состояние всей бассейновой системы, поэтому при определении границ и характеристике ландшафтно-геохимических районов следует уделять им особое внимание.

Подводя итог выше сказанному, следует отметить, что в Алтайском крае назрела потребность для проведения ландшафтно-геохимического районирования территории и имеются для этого все предпосылки. Имеющийся опыт и будущие результаты иссле-

дований можно будет использовать при изучении ландшафтно-геохимической структуры других регионов.

Литература

1. Полынов Б.Б. Избранные труды. М.: Изд-во АН СССР. 1956. 750 с.

2. Глазовская М.А. Ландшафтно-геохимическое районирование суши Земли // Вестник МГУ. Сер. 5. География. 1967. № 5. С. 46-57.

3. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.: Высшая школа, 1975. 341 с.

4. Снытко В.А., Семенов Ю.М. Эколого-географические аспекты природного районирования // Эколого-географическое картографирование и районирование Сибири. Новосибирск: Наука, 1990. С. 132-138.

5. Нечаева Е.Г. Ландшафтно-геохимическое районирование Азиатской части России // География и природные ресурсы. 2001. № 1. С. 12-18.

6. Алексеенко В.А. Эколого-геохимические изменения в биосфере. Развитие, оценка. М.: Университетская книга. Логос, 2006. 520 с.

7. Казанцева Л.Г. Ландшафтно-геохимическое районирование поймы Верхней Оби. Барнаул : Изд-во Алт. ун-та. 178 с.

УДК 504.064.2.914.76

ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ТИТАНА, МАРГАНЦА И ХРОМА В ПОВЕРХНОСТНЫХ ГОРИЗОНТАХ ПОЧВ Г. ЖОДИНО (БЕЛАРУСЬ)

Карпиченко А.А., Чертко Н.К.

Белорусский государственный университет, Минск, Беларусь, e-mail: karpi@bsu.by

Геохимия городских ландшафтов отличается сложностью и пространственной неоднородностью, палитра содержания химических элементов может коренным образом отличаться для городов, размещенных в схожих физико-географических условиях, поскольку в большинстве случаев ведущая роль в ее формировании принадлежит техногенезу. В результате для каждого города формируется уникальная картина накопления химических элементов, обусловленная наложением техногенного воздействия на природную геохимическую структуру, при этом заметную роль играет специализация промышленного производства, немаловажный вклад вносит и история развития городского поселения. В такой ситуации особое значение имеет изучение источников техногенной эмиссии в окружающую среду, выявление основных путей их переноса в различных компонентах техногенных ландшафтов. Заметная доля тяжелых металлов попадает в урболандшафты атмотехногенным путем с пылью и атмосферными осадками, поскольку аэрозольные частицы дымовых газов адсорбируют свинец, кадмий, ртуть и другие элементы, которые впоследствии осаждаются на растительности и почве, отмечалось, что вместе с пылью могут переноситься Mn, Cr, V и др. [1, 2, 3].

Целью исследования было выявление пространственного распределения ряда химических элементов (Cu, Pb, Mn, Ni, Sn, Cr, Ti) в верхних горизонтах почв г. Жодино (Смолевичский район Минской области) – молодого города, созданного при строительстве Белорусского автомобильного завода, который, вместе с Жодинской ТЭЦ, является одним из наиболее сильно влияющих на окружающую среду предприятий города.

В июне 2015 г. был произведен отбор смешанных образцов почв с поверхности до глубины 10 см во всех функциональных зонах города. Валовое содержание Cu, Pb, Mn, Ni, Sn, Cr, Ti в почвах анализировалось с помощью многоканального атомно-эмиссионного спектрометра ЭМАС-200ДДМ в научно-исследовательской лаборатории экологии ландшафтов Белорусского государственного университета. Статистическая обработка результатов анализов проводилась в Microsoft Excel и Statsoft Statistica 6.0. Карты распределения исследуемых элементов в верхнем горизонте почв г. Жодино составлялись в ArcGIS 10.0.

Полученные данные согласуются с литературными для почв естественных и техногенных ландшафтов Беларуси [1, 4, 5]. Средние концентрации исследуемых элементов в почвах г. Жодино составили (в скобках – пределы колебаний для индивидуальных проб): Cu – 19,1 мг/кг (8,6–52,6), Pb – 12,1 (6,4–23,7), Mn – 449,5 (160–833), Ni – 3,5 (2,5–6,8), Sn – 1,9 (0,7–6,5), Ti – 901 (416–1540), Cr – 20,5 мг/кг (10,3–34,8 мг/кг). Средние значения практически для всех элементов близки к медианным, отклонение от нормального распределения по показателям эксцесса и асимметрии для Pb, Mn, Ti и Cr является несущественным. Отмечена средняя вариабельность валового содержания Cr (коэффициент вариации *Cv* = 28,4 %), высокая – у Ni (30,3), Ti (35,3), Mn (37,0), Pb (37,7), Cu (51,3). Только для Sn обнаружено очень высокое варьирование (V = 63,5%), связанное с локальным максимумом накопления в секторе индивидуальной застройки, что может быть обусловлено бытовым загрязнением. Превышения фоновых концентраций [4] меди, свинца и марганца отмечены в прилегающих к промышленным зонам районах города.

Анализ карт содержания титана, марганца и хрома в поверхностных горизонтах почв города Жодино показал сходный характер пространственного распределения данных элементов, поэтому была допущена возможность существования техногенного фактора, оказывающего схожее воздействие на характер миграции и накопления Ti, Mn и Cr, что и обусловило ситуацию на рис. 1.

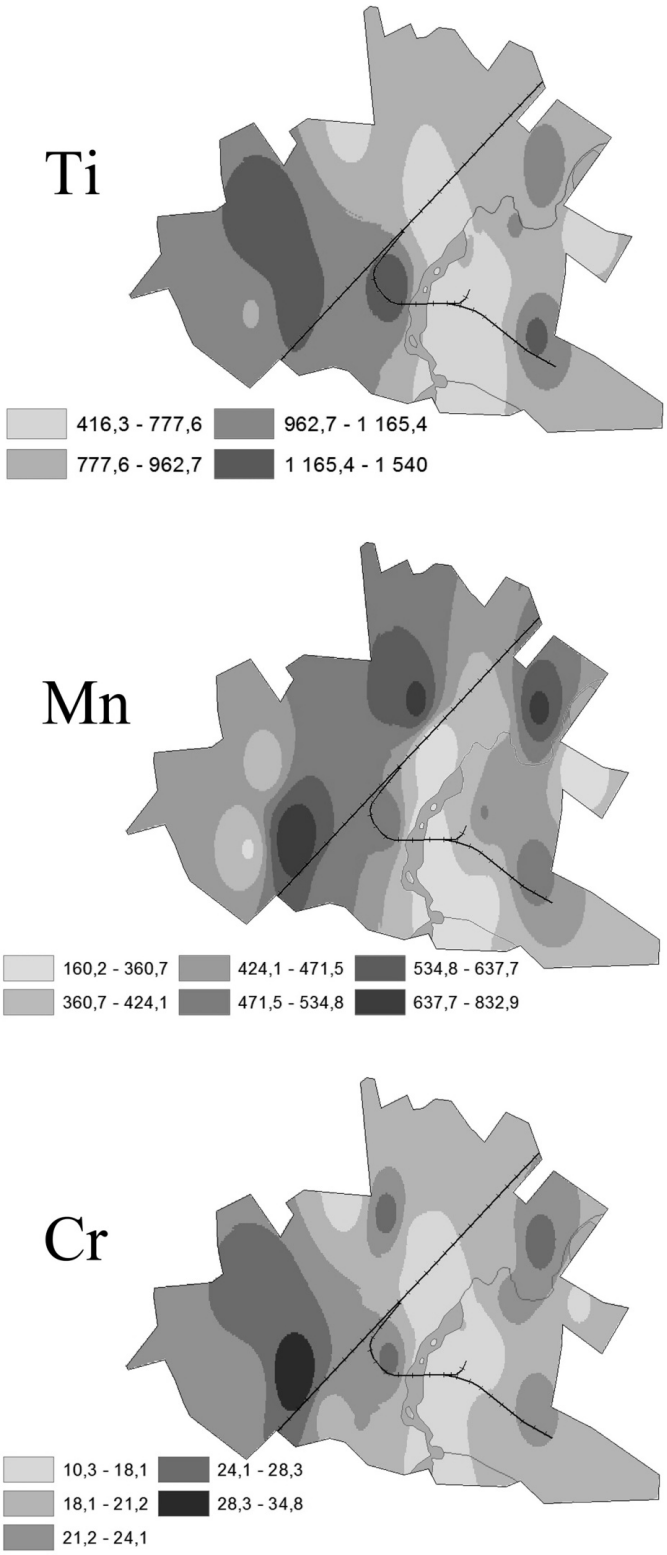


Рис. 1. Распределение Ti, Mn и Cr в поверхностных горизонтах почв г. Жодино, мг/кг

Марганец отличается достаточно высокой подвижностью и способностью к накоплению в почвах, что связано с его сильной зависимостью от окислительно-восстановительных условий. Среднее содержание марганца в поверхностных горизон-

тах г. Жодино превышает региональный фон [4] в 1,8 раза, причем содержание ниже фонового отмечено только для одной пробы, отобранной на почве с насыпным горизонтом, состоящим, главным образом, из кварцевого песка с незначительным содержанием органического вещества в гумусовом горизонте; для него же характерны низкие концентрации и других из исследованных элементов. Данная почва обладает малой емкостью катионного обмена (ввиду низкого содержания органических и минеральных коллоидов) и изначально была обеднена микроэлементами.

Отмечается накопление марганца и хрома в зонах, прилегающих к цехам Белорусского автомобильного завода, что позволяет предположить возможность техногенного характера накопления, связанную с переносом и выпадением пыли, образовывающейся при машиностроительном производстве, поскольку хром и марганец являются распространенными легирующими добавками для разных марок стали. Накопление марганца также отмечено для двух участков в восточной части города, что может быть связано с выбросами Жодинской ТЭЦ. Выявление техногенного влияния на распределение марганца в почвах в значительной мере затруднено весьма высокой естественной вариацией его содержания [1, 4]. Среднее содержание титана и хрома заметно ниже фонового для почв Республики Беларусь [4], для индивидуальных проб превышение фона также не установлено, при этом следует учитывать преобладание бедных микроэлементами почвообразующих пород на территории города.

Из-за схожести пространственной дифференциации Mn, Ti и Cr были определена теснота корреляционных связей между данными элементами (рис. 2).

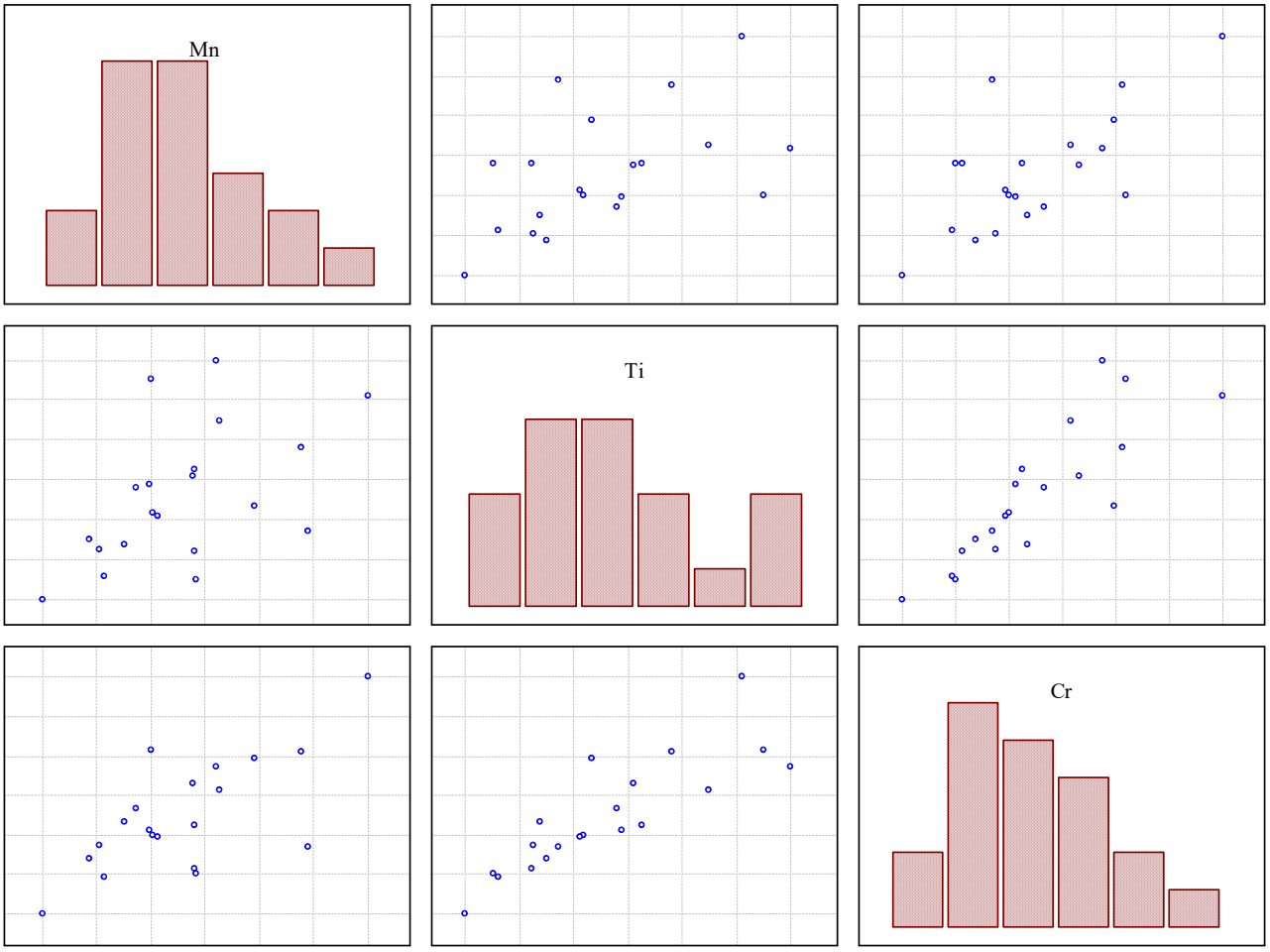


Рис. 2. Связи между содержанием Ti, Mn и Cr в поверхностных горизонтах почв г. Жодино, мг/кг

Необходимо отметить, что наличие корреляционных связей не является прямым доказательством существования зависимости содержания одного элемента от другого, но может указывать на возможное существование парагенезиса элементов, возникающего при наличии факторов (природных или техногенных), оказывающих схожее воздействие на характер миграции и накопления исследуемых элементов [2]. При построении линий тренда с помощью Microsoft Excel наилучшие результаты дало использование степенной функции. Сильная прямая связь обнаружена между титаном и хромом, коэффициент линейной корреляции составил 0,85 при уровне вероятности 0,99, а при использовании степенной функции корреляционное отношение составило 0,90. Использование степенной функции также позволило установить наличие значимой сильной корреляционной связи между марганцем и хромом в почвах г. Жодино, корреляционное отношение в этом случае составило 0,71 при уровне вероятности 0,99.

Средняя значимая корреляционная связь (корреляционное отношение 0,61) установлена и для марганца и титана при том же уровне доверительной вероятности. Наличие корреляционных связей между Mn, Ti и Cr позволяет говорить о возможности существования парагенной ассоциации данных элементов в почвах г. Жодино.

Для выявления возможного парагенетического накопления элементов в городских почвах в программе Statsoft Statistica 6.0 использовался метод главных компонент [6], минимизация количества переменных с высокой факторной нагрузкой проводилась ортогональным вращением матрицы факторных нагрузок по методу варимакс, по критерию Кайзера было выделено два фактора с собственными значениями выше 1, процент объясненной дисперсии для первого фактора составил 40,1, для второго – 22,7%, значения факторных нагрузок приведены в табл. 1.

Таблица 1

Факторные нагрузки

Факторы	Cu	Pb	Mn	Ni	Sn	Ti	Cr
Фактор 1	0,412	-0,194	0,762	0,570	0,239	0,843	0,961
Фактор 2	0,682	0,757	-0,047	-0,362	0,666	0,109	0,121

Итоги анализа показали возможность существования фактора, в сильной мере объясняющего сопряженное распределение марганца, титана и хрома, в средней – никеля. Второй фактор оказывает влияние на пространственную дифференциацию свинца (обычно определяемую близостью автодорог [1]), в меньшей мере – меди и олова. В целом уровень загрязнения почв г. Жодино исследуемыми элементами представляется допустимым и не требующим срочного проведения природоохранных мероприятий.

Литература

1. Хомич В.С, С.В. Какарека, Т.И. Кухарчик. Экогеохимия городских ландшафтов Беларуси. Минск: Минсктиппроект, 2004. 260 с.

2. Геохимия ландшафта: учеб. пособие / Н.К. Чертко и др.; под ред. Н.К. Чертко. Минск: БГУ, 2011. 303 с.

3. Zhoomar P., Karpichenka, M. Chartko. The geochemistry of technogenic landscapes: theory and practice // Methodology of landscape research: Dissertations Commission of Cultural Landscape. Sosnowiec, 2008. № 9. P. 170-190.

4. Петухова Н.Н. Геохимия почв Белорусской ССР. Минск: Наука и техника, 1987. 231 с.

5. Воздействие производственной деятельности РУП «БЕЛАЗ» на загрязнение почвенного покрова территории завода и прилегающих сельскохозяйственных угодий / А.С. Калинович и др. // Экологический вестник. 2009. № (7). С. 36-46.

6. Чертко Н.К., Карпиченко А.А. Математические методы в географии: учеб.-метод. пособие. Минск: БГУ, 2009. 199 с.

УДК 550.4:627.222.2/.3 (262.81)

ТРАНСФОРМАЦИЯ ПРИРОДНОГО ФОНА ЛАГУННО-МАРШЕВЫХ ЛАНДШАФТОВ ЗАПАДНОГО ПРИКАСПИЯ

Касатенкова М.С., Касимов Н.С., Лычагин М.Ю.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: kasatenkova2010@yandex.ru

Одной из наиболее информативных региональных моделей для изучения быстротекущих изменений природной среды являются прибрежные ландшафты Прикаспия, которые за последние 80 лет прошли регрессивную фазу развития, сменившуюся в 1978 г. стремительным (до 30 см в год) наступлением моря с последующей стабилизацией, продолжающейся до настоящего времени. Пройдя полный цикл развития, лагунно-маршевые ландшафты Прикаспия могут служить моделью для прогнозирования геохимической эволюции побережий других регионов.

Были изучены почвы и донные отложения лагунно-маршевых ландшафтов 4 ключевых участков, расположенных на западном побережье Каспийского моря: на приморской равнине Дагестана – участок «Турали», на Апшеронском полуострове, на Кура-Араксинской низменности и в предгорьях Талышских гор – Ленкоранская низменность.

Комплексные геоморфологические [3, 6], геоботанические [5], почвенные[2] и ландшафтно-геохимические [4] исследования были проведены на различных типах берегов западного побережья Каспия в конце трансгрессивной фазы (1995-1999 гг.). Большая часть химико-аналитических работ проведена в лабораториях географического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова. Содержания химических элементов в пробах определялись атомно-абсорбционным, спектральным и рентген-флуоресцентным методами.

Таблица

Средние содержания микроэлементов в пляжевых отложениях побережья Западного Каспия (мг/кг)

Участок (в скобках число n)		Fe	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Pb	Sr
Турали (6)	1*	5895	13,9	21,9	3,0	5,6	5,8	18,8	–	7,5	1159
	2	1382	–	0,7	0,5	0,3	1,1	4,6	–	2,6	225
Апшерон (3)	1	27000	22,9	55,3	31,6	39,7	64,9	48,9	9,3	24,8	838,7
	2	5527	–	1,3	3,1	5,3	0,9	15,1	–	4,6	351
Кура (2)	1	33000	37,9	73,2	33,3	54,5	84,7	73,2	15,1	62,0	1472,8
	2	6176	–	3,2	4,4	9,3	6,1	15,8	–	4,2	436
Ленкорань (3)	1	80000	205,9	414,4	76,2	102,6	117,7	90,4	13,0	55,3	763,4
	2	19670	–	8,1	7,0	28,1	32,0	61,3	–	11,2	96
[1]Виноградов, 1962	1	46500	90	83	18	58	47	83	1,7	16	340
[2]Turekian, Wedepohl, 1961	1	9800	20	35	0,3	2	X	16	1	7	20

*1 – валовое содержание, 2 – подвижные формы (2н HCl)

[1] – кларк элемента в земной коре; [2] – среднее содержание химических элементов в песчаниках

Геохимическая структура прибрежных катен Западного Прикаспия зависит от биоклиматических, геолого-геоморфологических и историко-генетических факторов. Исследованные участки прибрежных ландшафтов расположены в различных климатических зонах и относятся к разным литолого-геохимическим провинциям, что обуславливает разную интенсивность развития ландшафтно-геохимических процессов и

дифференциацию литогеохимического фона химических элементов.

Геохимическая дифференциация лагунно-маршевых ландшафтов при подъеме уровня моря определяется восходящими миграционными потоками, широким развитием восстановительной обстановки, изменениями щелочно-кислотных условий (от нейтральных до сильнощелочных), формированием контрастных геохимических барьеров, ассоциациями мигрирующих и концентрирующихся элементов.

Средние содержания микроэлементов в пляжевых отложениях существенно меняются вдоль береговой зоны Каспийского моря (табл. 1). Для азербайджанского побережья характерен более высокий геохимический фон по сравнению с российским побережьем Каспия.

Минимальные значения микроэлементов отмечаются в пляжевых осадках на участке Турали [8], сложенном материалом р. Сулак при участии рассеянного Терекского материала (роговая обманка, пироксены, слюды).

Приморские солончаки современного бара (рис. 1) обеднены большинством элементов по сравнению с кларком [1], кроме Sr, участвующего в испарительной концентрации в степных и пустынных ландшафтах.

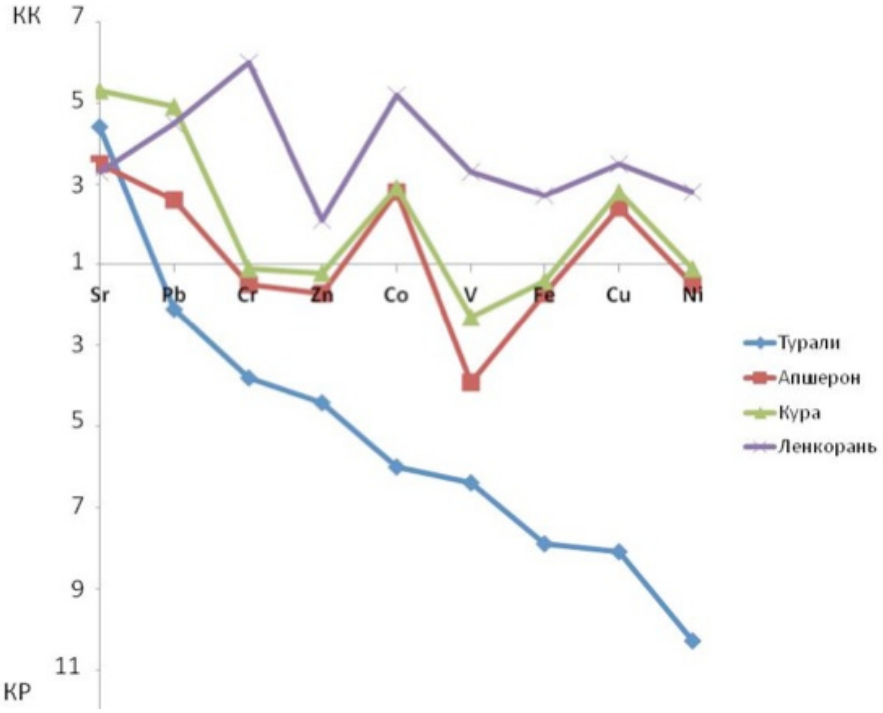


Рис. 1. Геохимические спектры пляжевых отложений вдоль западного побережья Каспийского моря

При движении к югу на участках Апшерон и Кура отмечается некоторое повышение содержания химических элементов, что связано с размывом делювия Большого и Малого Кавказа с преобладанием авгита, эпидота, слюд, пироксенов [7], в котором содержание Sr, Pb, Co, Cu и Ni превышает кларковые величины.

Содержание практически всех микроэлементов (за исключением Sr) максимальны на участке Ленкорань, что обусловлено их высоким содержанием в темноцветных минералах (авгите, титан-авгите, ильмените, магнетите и др.) делювия Талышских гор.

По сравнению со средним содержанием химических элементов в песчаниках [9] пляжевые отложения участка Турали обеднены Fe, V и Cr. Содержание Co, Ni, Zn, Pb, Sr превышает среднее содержание в песчаниках. На остальных участках фоновое содержание элементов выше средних содержаний в песчаниках, при этом содержание Sr больше в 38-74 раза, Ni – 20-51 раза, а Co – 100-250 раз.

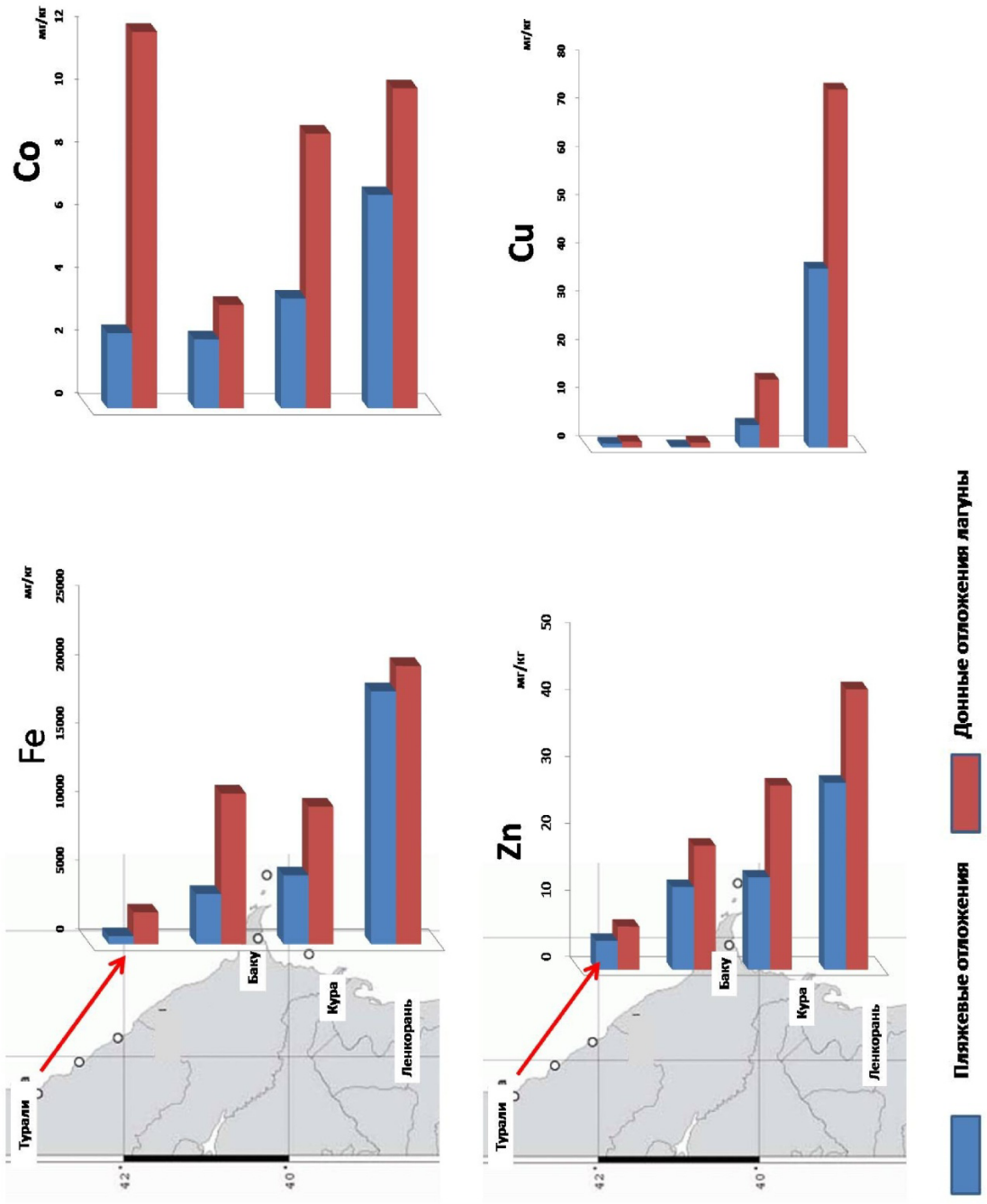


Рис. 2. Дифференциация подвижных форм химических элементов в отложениях прибрежных ландшафтов Западного Прикаспия

Таким образом, средние содержания большинства микроэлементов в отложениях береговой зоны в целом увеличиваются в направлении с севера на юг. Аномально высокое содержание Sr отмечается в отложениях участков Турали и Кура из-за испарительной концентрации и большой доли ракушечного детрита. Местами оно превышает 1100 мг/кг, что в 3-4 раза больше кларковых величин, при его содержании в береговых отложениях богатой микроэлементами участка Ленкорань всего 763,4 мг/кг, что связано с преобладанием галечного материала.

Изменение условий миграции в почвах маршевой зоны при подъеме уровня моря наиболее значительно отразилось на миграции элементов с переменной валентностью, в первую очередь, Fe и Mn, а также Zn, Cu, Pb, Ni, Co, приведя к их мобилизацию в слабощелочных и нейтральных восстановительных условиях и последующему осаждению на ряде геохимических барьеров. В результате радиальной и латеральной миграции в маршевой зоне формируются ландшафтные аномалии ряда элементов. Так, в донных осадках лагун содержание Fe и Co увеличилось от 1,5 раз на Ленкоранской низменности до 4-5 раз на участке Турали; содержание Zn больше в среднем в 1,5 раза на всех участках, а содержание Cu возросло от 1,5 раз на участке Турали до 5 раз на Апшеронском полуострове (рис. 2).

При подъеме уровня моря произошло усложнение геохимической структуры за счет образования лагунно-маршевых ландшафтов, что привело к появлению ландшафтно-геохимических аномалий Fe и тяжелых металлов в почвах маршевой зоны с характерным временем формирования устойчивых аномалий примерно 5-10 лет.

Литература

1. Виноградов А.П. Средние содержания химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры // Геохимия. 1962. № 7. С. 555-571.

2. Геннадиев А.Н., Касимов Н.С., Голованов Д.Л., Лычагин М.Ю., Пузанова Т.А. Эволюция почв прибрежной зоны при быстром изменении уровня Каспийского моря // Почвоведение. 1998. № 9. С. 1029-1037.

3. Игнатов Е.И., Каплин П.А., Лукьянова С.А., Соловьева Г.Д. Влияние современной трансгрессии Каспийского моря на динамику его берегов // Геоморфология. 1992. №1. С.12-21.

4. Касимов Н.С., Геннадиев А.Н., Лычагин М.Ю., Крооненберг С.Б., Кучеряева В.В. Геохимические изменения прибрежных почв Центрального Дагестана при подъеме уровня Каспийского моря // Почвоведение. 2000. № 1. С. 16-27.

5. Мяло Е.Г., Малхазов М.Ю. Динамика растительного покрова Дагестанского побережья Каспия в связи с колебаниями его уровня // Вестник МГУ. Серия География. 2000. № 4. С. 16-21.

6. Рычагов Г.И., Никифоров Л.Г., Жиндарев Л.А. Развитие берегов Каспийского моря в условиях современного повышения уровня // Вестник МГУ. Сер. География. 1996. № 4. С. 51-59.

7. Свиточ А.А., Янина Т.А Четвертичные отложения побережий Каспийского моря. М.: РАСХН, 1997. 268 с.

8. Geochemical changes in soils and sediments upon rapid rise of the Caspian sea level, and their environmental consequences. INTAS project 94-3382. Scientific report. Part 1. 1997. 200 p.

9. Turekian, K.K., Wedepohl, K.H. Distribution of the Elements in some major units of the Earth's crust // Geological Society of America. Bull. 72. 1961. P. 175-192.

УДК 556.3; 550.46; 550.424.6

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ПРИРОДНЫХ ВОД БАССЕЙНА РЕКИ БОДРАК (СЕВЕРО-ЗАПАДНЫЕ СКЛОНЫ КРЫМСКИХ ГОР)

Каюкова Е.П.

Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург, e-mail: epkayu@gmail.com

Представленные материалы базируются на гидрохимических исследованиях, проводимых с 1998 г. по настоящее время, в бассейне р. Бодрак (восточная часть Бахчисарайского района Крыма) в рамках студенческой практики по геологическому картированию. В результате обработки достаточно большого количества фактического материала по гидрохимии были выявлены геохимические особенности состава природных вод района исследования.

Изучаемая территория располагается в районе умеренно-континентального климата в биоклиматической зоне низкогорной лесостепи [1]. Атмосферные осадки являются основным источником питания подземных и поверхностных вод бассейна р. Бодрак и определяют их динамический и гидрохимический режимы. Геологический разрез представлен отложениями пород мезозойского и кайнозойского возраста: верхнетриасово-нижнеюрские дислоцированные флишевые и вулканогенно-осадочные среднеюрские отложения с угловым несогласием перекрываются моноклинально залегающими терригенными и карбонатными породами мелового и палеогенового возраста, падающими на северо-запад под углами 5–10°. Четвертичные отложения слагают террасы рек, конусы выноса, осыпи и оползни. Наибольшее развитие в районе исследования получили грунтовые воды, приуроченные к аллювиальным и пролювиальным четвертичным отложениям, терригенно-карбонатным породам мелового, палеогенового и неогенового возраста, корам выветривания коренных пород [2, 3].

Таблица 1

Средний состав макрокомпонентов в природных водах бассейна р. Бодрак (в числителе – *мг/л*, в знаменателе *мг-экв./л*)

Элемент	Атм. осадки	Поверхностные воды		Область активного водообмена					Замедленный водообмен	Зона гипергенеза [5]
		р. Бодрак	Пруды (ставки)	T_3–J_1 tv	T_3–J_1 es	J_2b	K_1	P_2		
Na^+	1,78 0,08	28,0 1,22	26,8 1,17	48,6 2,1	117,5 5,1	50,3 2,2	12,7 0,55	31,2 0,43	880,0 38,3	45,50
K^+	2,37 0,06	4,6 0,12	7,2 0,18	19,8 0,5	10,7 0,27	3,2 0,08	2,4 0,06	7,7 0,4	110,0 2,81	4,59
Ca^{2+}	6,34 0,32	76,2 3,81	63,7 3,19	115,9 5,8	49,0 2,45	99,9 5,0	87,4 4,37	101,1 6,0	110,0 5,5	43,90
Mg^{2+}	0,88 0,07	26,3 2,16	18,6 1,53	31,5 2,6	115,0 9,46	45,6 3,75	6,9 0,57	18,7 0,5	5,1 0,42	18,60
Cl^-	2,18 0,06	23,2 0,65	32,9 0,93	39,1 1,1	67,1 1,89	47,9 1,35	19,7 0,55	44,37 0,6	847,5 23,9	47,00
SO_4^{2-}	5,1 0,11	120 2,5	90,0 1,84	138,4 2,9	60,0 1,25	53,7 1,12	26,8 0,56	33,2 0,5	129,0 2,69	75,10
HCO_3^-	21,88 0,36	283,0 4,64	204,3 3,35	416,8 6,8	756,4 12,4	449,8 7,37	319,7 5,24	338,6 6,4	366,0 6,0	174,00
SiO_2	3,49 0,06	10,58 0,18	5,8 0,1	13,24 0,22	11,87 0,20	20,30 0,34	11,83 0,20	16,58 0,27	16,69 0,28	17,4
Мин-я	42,8	532,6	432,3	900,5	1183,1	762,2	482,9	634,9	482,9	431,00

По данным химического состава, преобладающие компоненты в химическом составе всех природных вод - подземных, поверхностных и атмосферных осадков обычно HCO_3^- и Ca^{2+}, однако в подземных водах, связанных с областью интенсивных тектонических преобразований (*T_3-J_1es*) на первое место в катионном составе выходит Mg. В подземных водах области замедленного водообмена преобладающими ионами являются Na^+ и Cl^- [2, 4].

В табл. 1 представлен химический состав поверхностных вод, атмосферных осадков и подземных вод различных вмещающих отложений бассейна р. Бодрак. Для сравнения приведен средний химический состав подземных вод зоны гипергенеза [5].

Инфильтрационные воды в зоне гипергенеза, взаимодействуя с вмещающими породами, обогащаются разными компонентами, при этом идут процессы растворения, окисления, гидролиза, выщелачивания, ионного обмена, смешения вод и пр. При определенных климатических условиях вследствие испарения отдельные компоненты могут высаживаться из водного раствора. Все эти процессы приводят к увеличению минерализации и изменению эквивалентных соотношений в макрокомпонентном составе подземных вод.

Для выявления характерных геохимических ассоциаций, природных и техногенных гидрохимических аномалий в подземных водах бассейна р. Бодрак были рассчитаны коэффициенты концентрации (Кс) химических элементов: $Кс = C_i/C_Ф$, где C_i – средняя концентрация i-го химического элемента, $C_ф$- фоновое содержание элемента.

Коэффициент Кс характеризует уровень концентрирования элемента на участке опробования над его средним содержанием в аналогичной природной среде на фоновом участке. В качестве фоновых использованы средние концентрации химических элементов в водах зоны гипергенеза [4, 5]. Результаты расчета представлены в табл. 2.

Таблица 2

Геохимические ассоциации химических элементов и их коэффициенты концентраций в составе подземных вод активного водообмена бассейна р. Бодрак

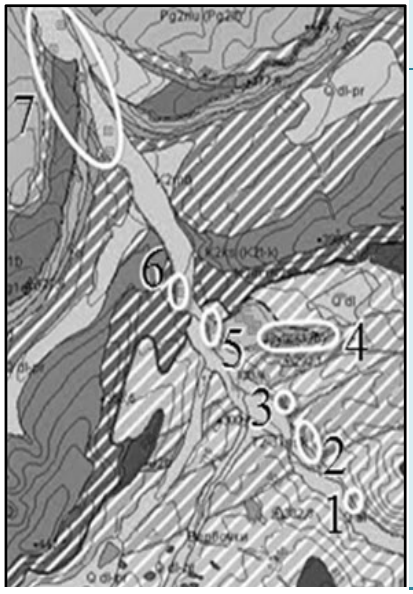
Возраст	Вмещающие отложения	Геохимические ассоциации микрокомпонентов
$₽_2$	органогенные нуммулитовые известняки	$Ba_{58,2} – Ag_{31,0} – N_{26,4} – B_{6,2} – Sr_{6,1} – Sn_{4,9} – Zn_{1,8}$
K_1	органогенно-обломочные известняки	$Ba_{15,2} – Sn_{3,5} – Ag_{3,2} – Sr_{1,6} – N_{1,4} – Zn_{1,1} – B_{1,1}$
J_2 b	туфы, туфопесчаники, туфоаргиллиты, аргиллиты с прослоями лав	$N_{36,1} – V_{28,3} – Ba_{16,3} – Ag_{13,8} – Sr_{8,4} – Sn_{4,9} – Zn_{4,7} – B_{2,2} – Cu_{1,6} – Pb_{1,6}$
T_3-J_1 es	терригенно-глинистые породы – песчаники, глины, глинистые отложения	$B_{10,3} – Li_{8,6} – Sr_{5,0} – Sn_{4,4} – Ag_{3,4} – Ba_{2,0} – Rb_{1,9}$
T_3-J_1 tv	терригенный флиш - чередование аргиллитов, алевролитов, песчаников	$Ba_{20,2} – N_{9,7} – Sr_{4,9} – Mn_{4,6} – Ag_{4,1} – B_{3,5} – Sn_{3,4} – Se_{3,1} – Pb_{1,9}$

Набор химических элементов в ассоциациях (табл. 2), представляющий собой относительные характеристики аномальности, позволяет выделить следующие химические элементы: Ba (2,0-58,2) – B (1,1-10,3) – Sn (3,4-4,9) – Sr (1,6-8,4), которые являются, вероятно, природной гидрохимической особенностью подземных вод бассейна р. Бодрак.

Азот, характеризующий нитратную составляющую, является главным загрязнителем на территории. Особенно высокими концентрациями NO_3 отличаются водоносная зона вулканогенно-осадочной толщи, где располагается центр д. Трудолюбовки. В

этих же водах наблюдаются наиболее высокие концентрации серебра (на фоне его повышенных содержаний для всех вод в целом), что, вероятно, также вызвано техногенными факторами.

Для полноты представлений были рассчитаны индексы концентраций подземных вод колодцев, располагающихся вдоль реки Бодрак и вдоль оврага Колхозного (участок 4, рис.1). На рисунке 1 показаны участки опробования, включающие от одного до десяти колодцев, приведены геохимические ассоциации. Проанализировав два массива данных, замечаем, что химические элементы в грунтовых водах колодцев связаны с элементами подземных вод нижних структурных этажей. Так, ванадий, выявленный в аллювиальных водах участка 5 (рис. 1), вероятно связан с разгрузкой трещинных вод вулканогенно-осадочной толщи (J_{2b}). Такие элементы как B, Li, Rb, U в аллювиальных водах участка 3, по всей видимости, имеют природное происхождение и связаны с трещинными водами зоны меланжа (T_3-J_{1es}).



№ на схеме	Геохимические ассоциации микрокомпонентов	Кол-во проб
1	$Ag_{8,6}$– $Sn_{6,1}$ – $Sr_{3,7}$ – $B_{3,3}$ – $Ba_{2,2}$ – $Sb_{1,6}$ – $Zn_{1,3}$ – $As_{1,2}$	1
2	Ag_{20} – Ba_{20} – $N_{9,8}$ – $Zn_{7,8}$ – $B_{7,7}$ – $Sr_{4,3}$ – Sn_4 – $P_{3,4}$ – $Li_{1,2}$	7
3	Ag_{85} – B_{22} – Li_{10} – $Sn_{7,4}$ – $Sr_{5,4}$ – $Ba_{2,6}$ – $Rb_{2,4}$ – $N_{1,8}$ – $U_{1,2}$ – $Pb_{1,1}$ – $Sb_{1,1}$ – V_1	2
4	$Ba_{19,5}$ – $Ag_{18,9}$ –$Sr_{6,5}$ – $Sn_{4,8}$ – $V_{3,5}$ – $B_{2,7}$ – $N_{2,6}$ – $Zn_{2,1}$ – $Cr_{1,9}$ – Cu_1 – Si_1	9
5	$N_{46,9}$ – $V_{23,4}$ – $Ba_{9,7}$ – $Sr_{6,9}$ – $Sn_{5,1}$ – $Ag_{4,1}$ – $Zn_{3,8}$ – $B_{2,4}$ – $Si_{1,2}$ – $Cr_{1,2}$ – Cu_1	7
6	$N_{29,3}$ – $Ba_{8,4}$ – $Sr_{6,5}$ – V_4 – $Sn_{3,8}$ – $Ag_{3,6}$ – $B_{3,1}$ – $Zn_{2,8}$ – Si_1	5
7	$Ag_{20,7}$ – $N_{14,7}$ – $Zn_{13,4}$ – $Ba_{9,4}$ – $Sr_{6,6}$ – P_6 – $Cu_{4,3}$ – $Sn_{4,1}$ – $Pb_{3,4}$ – $Ni_{2,4}$ – $B_{1,9}$ – $Fe_{1,5}$ – $Cr_{1,4}$ – $V_{1,3}$ – $Al_{1,2}$	10

Рис. 1. Геохимические ассоциации химических элементов в подземных водах четвертичного водоносного горизонта

В аллювиальных водах участка 7 выявилось загрязнение металлами (Zn, Cu, Pb, Ni, Fe, Al) антропогенного характера. Это плотно застроенная территория д. Скалистое с приусадебными участками, где также занимаются домашним животноводством.

Добавив Ag с невысоким индексом концентрации, получим ряд, характеризующий среднюю естественную ассоциацию химических элементов в подземных водах р. Бодрак: Ba (2,0-58,2) – B (1,1-10,3) – Ag (3,2-8,6) – Sr (1,6-8,4) – Sn (3,4-4,9).

За естественный максимальный индекс концентрации серебра принято значение индекса в подземных водах участка 1 (южная окраина д. Трудолюбовки), находящегося гипсометрически выше других участков опробования. Такая же величина для Ag соответствует родниковым водам источника в верховьях р. Бодрак. Особый вклад в ряды естественных геохимических ассоциаций микрокомпонентов подземных вод вносят: флишевые отложения (Mn – Se – Pb); породы из области меланжа (Li – Rb); вулканогенно-осадочная толща (V – Zn – Cu – Pb).

Для количественной оценки интенсивности водной миграции химических элементов использован коэффициент водной миграции (K_x), предложенной А.И. Перельманом, который представляет отношение содержания химического элемента в минеральном остатке воды к его среднему содержанию во вмещающих породах [4, 6]:

$K_X = \frac{m_X \cdot 100}{a \cdot n_X}$, где K_x – коэффициент водной миграции элемента; m_x – содержание элемента в воде (мг/л); a – минерализация воды (мг/л); n_x – среднее содержание элемента в верхней части континентальной коры в весовых процентах (кларк) [7].

Коэффициенты водной миграции позволяют представить особенности миграции отдельных химических элементов в различных водоносных горизонтах и зонах изучаемого района, оценить степень подвижности элементов. Чем выше коэффициент водной миграции (то есть, чем интенсивнее его водная миграция), тем сильнее химический элемент способен выщелачиваться из вмещающих отложений.

Таблица 3

Интенсивность водной миграции химических элементов в подземных водах бассейна р. Бодрак (восточная часть Бахчисарайского района Крыма)

Возраст вмещающих отложений		Очень сильная n·(10 ÷ 100)	Сильная n·(1 ÷ 10)	Средняя n·(0,1 ÷ 1)	Слабая и очень слабая < 0,1n
Активный водообмен	P_2	N, Cl, Ag, S, Se, B	Sb, Sr, Ca, Ba, Na, As, Mo, Zn, Sn, Mg, U	K, Cd, Li, Pb, V, Cu, P, Ni	Si, Co, Th, Cr, Mn, Rb, Fe, Al, Ti
	K_1	N, Cl, S, Se, Ag, B	Sb, Ca, Sr, U, Ba, Sn, Zn, Na, Cd	Mo, Mg, Li, K, As, Pb, V, Cu, Si	Ni, Cr, P, Co, Mn, Th, Fe, Rb, Al, Ti
	J_2b	N, Cl, Ag, S, Se, B	Sr, V, Sb, Ca, Zn, Na, Mg, Sn, Cd	As, Ba, U, Mo, Pb, Cu, K, Li, Ni	Cr, Si, P, Mn, Co, Rb, Th, Fe, Al, Ti
	T_3-J_1es	Cl, N, S, B, Se, Ag	Mg, Sb, Na, Li, Sr, Ca	As, U, Sn, K, Mo Cd, Zn, Ba, Pb, V	Ni, Rb, Cu, P, Si, Co, Cr, Mn, Th, Fe, Al, Ti
	T_3-J_1 tv	N, Cl, S, Se, Ag, B	Sb, Ca, Sr, Na, Mg, K	Ba, As, Sn, Cd, Li, Mo, Pb, Zn, Mn, U, V, Cu, P	Ni, Si, Cr, Co, Fe, Rb, Th, Al, Ti
Замедленный водообмен		Cl, Ag, B, N, Se, S, Na	Zn, Sb, Cd, Mo, K, Sr, Ca	Pb, As, Sn, Ba, Cu, U, Mn, Mg, V, Li, Ni	Co, Fe, Cr, Si, Rb, Al, Th, P, Ti

Подсчитав коэффициент водной миграции, видим, что высокой интенсивностью водной миграции владеют следующие биофильные элементы – N, Cl, S, B, Se (Кх > 10). Сильными мигрантами (Кх > 1) являются основные катионы (Ca, Na, Mg) и элементы Sr, Sb. Наиболее низкая интенсивность водной миграции свойственна таким микроэлементам как Al, Th, Fe, Co, Cr, Rb, Ti. На интенсивность водной миграции химического элемента влияет не только его кларк в литосфере (а значит степень его концентрации или рассеяния в подземных водах), условия гипергенеза (определяющие скорость водообмена) и участие элемента в гидрохимических и биохимических процессах, имеющих место в данном водосборном бассейне, но также и уровень антропогенного вмешательства.

Публикация подготовлена в рамках поддержанного РгНФ научного проекта № 15-37-10100.

Литература

1. Каюкова Е.П. Мезоклимат полигона Крымской геологической практики и современные тенденции его изменения // Вестник С.-Петерб. ун-та. Сер. 7: Геология, география. 2010. Вып. 4. С. 32-46.

2. Каюкова Е.П. Гидрохимические особенности атмосферных осадков полигона Крымской геологической практики СПбГУ // Вестник С.-Петерб. ун-та. Сер. 7: Геология, география. 2011. Вып. 2. С. 26-43.

3. Каюкова Е.П. Изучение и оценка подземного стока малых рек на примере бассейна р. Бодрак (юго-западный Крым) // Вестник С.-Петерб. ун-та. Сер. 7: Геология, география. 2015. Вып. 2. С. 130-151.

4. Каюкова Е.П., Чарыкова М.В. Особенности химического состава подземных и поверхностных вод полигона Крымской учебной практики геологического факультета СПбГУ // Вестник С.-Петерб. ун-та. Сер. 7. 2010. Вып. 3. С. 29-47.

5. Шварцев С.Л. Гидрогеохимия зоны гипергенеза. М., 1998. 288 с.

6. Перельман А.И. Геохимия. М., 1979. 424 с.

7. Rudnick R.L., Gao S. Composition of the continental crust // Treatise on Geochemistry. Vol. 3. The Crust. Elsevier, 2003. P. 1-64.

УДК 631.4:504.05

ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПРИРОДНЫХ И ТЕХНОГЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ ЮГО-ВОСТОКА ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ

Квасникова З.Н., Евсеева Н.С.

Томский государственный университет, Томск, e-mail: zojkwas@rambler.ru

Эколого-геохимическая оценка ландшафтов урбанизированных территорий требует комплексного подхода. На протяжении более четверти века нами проводятся аналогичные работы, позволившие обобщить полученные при оценке природных и техногенных ландшафтов юго-востока Томской области материалы. Томск относится к числу крупных городов России: численность населения более 500 тысяч человек, что составляет половину жителей Томской области. Для обеспечения населения продуктами питания вокруг г. Томска созданы сельскохозяйственные предприятия по производству зерна, овощей, картофеля и др. В географическом отношении эта территория расположена на юго-востоке Томской области, в пределах Томь-Яйского междуречья (рис. 1). Междуречье – самый возвышенный, расчлененный участок, где абсолютные высоты составляют 100-270 м, и наименее заболоченный по сравнению с другими регионами Томской области [1]. Эта территория осваивается для земледелия русскими переселенцами с XVII века, с тех пор площадь пашни только увеличивалась.

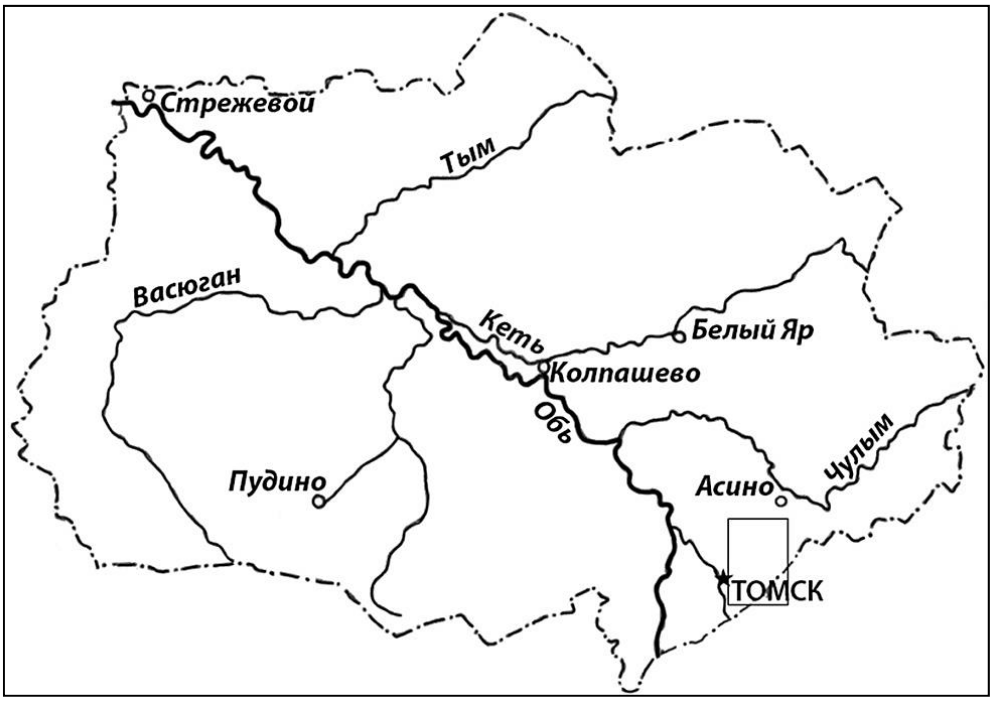


Рис. 1. Объект исследования на территории Томской области

Площадь Томь-Яйского междуречья около 4,5 тыс. км^2, из них техногенных ландшафтов примерно 43%. Среди биогенных ландшафтов преобладают леса. Доминирующим является трансэлювиальный лесной осиново-березово-кедровый разнотравный на дерново-подзолистой суглинистой почве, развитой на озерно-аллювиальных суглинисто-глинистых отложениях ранне-средне-неоплейстоценового возраста [2]. Среди техногенных ландшафтов нами выделены следующие группы: селитебные, сельскохозяйственные, промышленные, дорожные, лесотехнические и водохозяйственные. Сельскохозяйственные земли составляют около 26%, в том числе 9% – пашня [3]. В пределах ключевого участка (50 га) на юго-западе Томь-Яйского междуречья, в 20-ти

км от г. Томска, распашке подвергаются в основном выровненные поверхности междуречья и верхние части склонов. Многие балки, дренирующие склоны междуречья, также распаханы полностью или частично. Поэтому среди техногенных элементарных геохимических ландшафтов доминирующее положение занимает трансэлювиальный сельскохозяйственный полеводческий с зерновыми культурами на серых лесных суглинистых почвах, сформированных на озерно-аллювиальных суглинисто-глинистых отложениях ранне-средне-неоплейстоценового возраста.

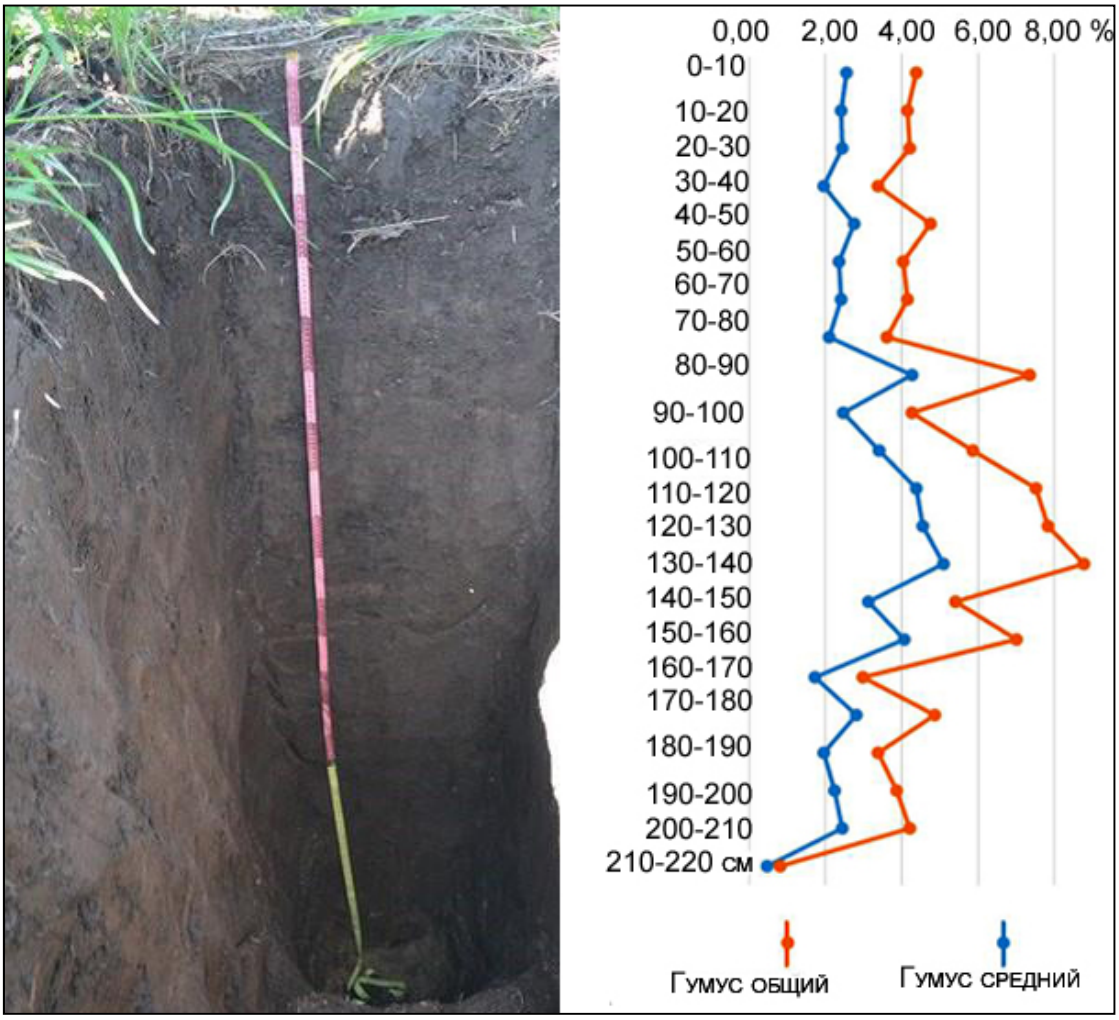


Рис. 2. Темногумусовые сильнонамытые почвы днища ложбины ключевого участка (фото В.В. Назарова)

Длительная эксплуатация территории приводит к существенной трансформации природных компонентов: местного климата, микрорельефа, режима поверхностных вод, растительного покрова и животного мира. Там, где ведущим типом использования земель является сельское хозяйство, основному влиянию техногенеза подвергается почва. На пашнях агротехническая обработка почв проводится многократно в течение вегетационного периода и включает вспашку, боронование, сев, культивацию, внесение средств химизации. При обработке происходит механический износ орудий в процессе контакта с почвой. Кроме того, вся поверхность почв испытывает воздействие выбросов транспортных средств. Эти виды воздействия способны поставлять в почву многие химические элементы, в том числе и тяжелые металлы [4]. Для оценки эколого-геохимического состояния природных и техногенных ландшафтов ключевого участка ежегодно с участием автора статьи проводятся комплексные исследования, включающие:

- атмогеохимические (изучение пылевой нагрузки и особенностей вещественного состава пылеаэрозольных выпадений данного района);

- литогеохимические (изучение почвенных разрезов на профилях и ключевых участках, химического и минерального состава почв, делювиальных отложений, подстилающих материнских пород с определением большого числа макро- и микроэлементов);

- гидрогеохимические (снегосъемка, наблюдение за снеготаянием, мутностью струйчатых размывов, определение химического состава вод малых рек и ручьев);

- метеорологические (изучение количества осадков, числа дней с осадками разной величины, температурой воздуха, скоростью и направлением ветра и т.д.)

- геоморфологические (изучение особенностей рельефа, экзогенных процессов рельефообразования, составление геоморфологических карт и др.);

- ландшафтно-геохимические (установление природных и антропогенных ландшафтов, выделение элементарных ландшафтов на ключевых участках, изучение геохимических особенностей в распределении химических элементов природных и антропогенных ландшафтов, миграции элементов, составление ландшафтно-геохимических карт).

Анализ результатов комплексного эколого-геохимического мониторинга ландшафтов юго-востока Томской области показал, что ежегодно на пашне развиваются экзогенные процессы (водная (плоскостная и линейная) и ветровая эрозии, суффозия и др.), в результате чего происходит усложнение микрорельефа, изменяются направления потоков вещества (твердого и жидкого) и их распределение в пространстве и во времени.

Таблица

Содержание химических элементов в почвах, делювиальных и эоловых отложениях пашни ключевого участка, мг/кг (по данным 2003–2015 гг.)

Элемент	Почва, слой 0-20 см, n=58		Делювиальные отложения, n= 48		Эоловые отложения, n= 30		Серая лесная почва [4]	Среднее для Западной Сибири [6]	ПДК (ОДК) / * кларк
	m	min/max	m	min/max	m	min/max			
Pb	19	7/42	20,5	8/36	19	7/50	12,5	18	32 (65)
Cu	26	3/50	32,3	8/93	26	5/100	23,5	31	33 (66)
Sn	3,8	2/14	2,7	2/4	2,8	2/4	2,8	4,8	2,5*
Mn	607	230/1020	916	380/2500	694	277/1149	1025,0	797	1500
Ba	278	200/320	316	210/500	300	200/520	-	541	65*
Co	12	10/18	12	10/18	13	10/19	12,4	13	18*
V	59	18/155	75	14/180	70	18/168	118,0	87	(150)
Sr	217	200/300	238	200/450	217	200/315	-	209	340*
Cr	46	19/107	52	14/108	47	20/97	250,0	84	83*
Ni	38	9/78	38	8/85	30	12/60	30,3	42	20 (40)
Zr	254	72/743	216	67/580	185	103/500	442,0	265	170*
Zn	42	30/60	54	30/53	59	30/161	60,0	73	55 (110)

Примечание: m – среднее содержание элементов, n – число проб. Значения ПДК (ОДК) даны в соответствии с ГН 2.1.7.2041-06, ГН 2.1.7.2042-06; в качестве кларков указаны содержания элементов в земной коре по А.П. Виноградову (1962)

Наибольшие изменения происходят в почвенном покрове пашни элювиальных и трансэлювиальных местоположений ключевого участка. Так, например, на склоне пашни за 23 года мощность гумусового горизонта уменьшилась на 3–6 см, а содержание гумуса на 1,0%. В днище ложбины на краю поля ежегодно происходит накопление слоя делювия, приведшего к увеличению мощности гумусового горизонта до 140 см (рис. 2), содержание гумуса около 6%.

При стоке талых вод с полей выносится немалое количество биогенных элементов. По данным наших наблюдений, вынос питательных веществ колеблется по годам в зависимости от состояния агрофона и интенсивности смыва почв. Тем не менее, ежегодно теряется от 0,42 до 19,4 ц/га гумуса, 0,13-0,84 ц/га азота, 0,11-0,83 ц/га фосфора и др. [5].

Содержание тяжелых металлов в верхних горизонтах серой лесной почвы плакорных и склоновых местоположений пашни, а также делювиальных и эоловых отложениях в основном невысокое, ниже предельно-допустимых концентраций (ПДК) (табл.). Значительных изменений в валовом содержании тяжелых металлов, связанных с сельскохозяйственным использованием за исследуемый период, мы не наблюдали. Поэтому полученные результаты могут использоваться в качестве фоновых значений для оценки воздействия тяжелых металлов на почвенный покров в зонах возможного загрязнения, а также при проведении экологической экспертизы и разработке проектов по оценке воздействий на окружающую среду регионального уровня.

Представленные материалы данной статьи являются составной частью комплексного эколого-геохимического мониторинга при частичной финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 16-45-700418-р-а.

Литература

1. Евсеева Н.С., Квасникова З.Н. Интенсивность и цикличность проявления эоловых процессов в агроландшафтах зоны подтайги бассейна Нижней Томи (Западная Сибирь) // Вестн. Том. гос. ун-та. 2015. № 397. С. 233-239.

2. Квасникова З.Н. Особенности ландшафтно-геохимической структуры Томь-Яйского междуречья // Вопросы географии Сибири. Вып. 25. Под ред. В.С. Хромых. Томск: Томский государственный университет, 2003. С. 227-232.

3. Квасникова З.Н. Геохимические ландшафты Томь-Яйского междуречья (в пределах Томской области): автореф. дисс. … к.г.н. Томск, 2003. 20 с.

4. Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.

5. Евсеева Н.С., Пашнева Г.Е., Квасникова З.Н. Делювиальный процесс в агроландшафтах юга Томской области и его эколого-геоморфологические аспекты // Вестн. Том. гос. ун-та. Биология. 2013. № 4 (24). С. 7-19.

6. Сысо А.И. Закономерности распределения химических элементов в почвообразующих породах и почвах Западной Сибири. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2007. 227 с.

УДК 631.41

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЦВЕТОВОЙ ХАРАКТЕРИСТИКИ ПОЧВ В СИСТЕМЕ CIE LAB ДЛЯ ОЦЕНКИ МИГРАЦИИ СОЕДИНЕНИЙ ЖЕЛЕЗА В ГЕОХИМИЧЕСКИ СОПРЯЖЕННЫХ ЛАНДШАФТАХ

Кириллова Н.П.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: npkirillova@soil.msu.ru

Соединения железа являются одними из основных пигментов в почве. В аэробных условиях в профиле содержатся окисленные формы железа, которые придают ей бурые тона разных оттенков. В восстановительной среде железо переходит в Fe(II), что придает почве холодные сизые тона. Минералы железа обладают значительной сорбирующей способностью. Это может в значительной мере влиять на содержание других соединений, как элементов питания (фосфатов), так и поллютантов и тяжелых металлов и металлоидов. Таким образом, знание распределения железистых минералов в геохимическом ландшафте является важной экологической характеристикой [1].

Надежное выявление роли пигментов в окраске почв возможно, если оптическая характеристика почв позволяет проводить количественную оценку цвета, а также осуществлять статистическую обработку результатов. Наиболее распространенная в почвоведении оптическая система Манселла, реализованная в альбомах с цветовыми чипами, не является оптимальной. Она субъективна и дает полуколичественный результат.

Другой недостаток данной системы – цилиндрические координаты, что затрудняет ее использование для статистических расчетов [2].

В настоящее время на смену системе Манселла приходит система CIE LAB, разработанная Международным оптическим комитетом в 1976 г. Она представляет собой универсальное цветовое пространство в декартовых координатах [3]. В этой системе L* – светлота, a*– краснота и b* – желтизна объекта, выраженная в безразмерных величинах. С помощью системы CIE LAB можно численно устанавливать связь между цветом почвы и содержанием в ней пигментирующих веществ. Для этого используют построение педотрансферных функций, по которым с помощью измерения оптических параметров количественно оценивают содержание соединения в образце. Для железистых минералов для этой цели используют зависимость между концентрацией железа в форме различных вытяжек и величинами цветовых координат краснота a* и желтизны b*. В лабораторных испытаниях обычно проводят исследования воздушно-сухих образцов почв. Это связано с тем, что на окраску в значительной степени влияет содержание влаги в почве. Однако, нет четкого ответа, в какой мере это влияние сказывается на различных цветовых координатах. Данный вопрос не является полностью академическим, так как при наличии возможности исследовать цвет вне зависимости от влажности почвы открываются новые перспективы в экспресс анализе содержания элементов в полевых условиях.

Цели работы: 1 – оценить возможности применения оптических координат L*, a* и b* для численной характеристики почв подзоны южной тайги и исследовать влияние влажности почвы на изменение цветовых координат; 2 – выбрать наиболее оптимальные параметры оценки цвета почв в связи с содержанием железа; 3 – по оптическим данным проанализировать распределение минералов железа по почвам с различным положением в геохимическом ландшафте.

Объекты и методы. Объектами изучения послужили почвы, расположенные на территории Учебно-опытного почвенно-экологического центра (УОПЭЦ) Чашниково, которые принадлежат к 10 типам и 20 подтипам почв подзоны южной тайги [4, 5]. Бы-

ли проанализированы 139 образцов, отобранных по горизонтам из 44 почвенных разрезов, имеющих различное геоморфологическое положение. Изучались почвы приводораздельных склонов, террас, пойменных территорий р. Клязьмы. Таким образом, исследованиями охвачены почвы геохимически сопряженных ландшафтов: транзитных, транзитно-аккумулятивных и аккумулятивных. Цветовые координаты в системе CIE-LAB получали для всех образцов, как во влажном, так и в воздушно-сухом состоянии с помощью швейцарского портативного спектрофотометра X-Rite i1 Pro в программе Argyll. Содержание свободных, несиликатных соединений железа определяли методом экстракции дитионит-цитрат-бикарбонатом по Мера-Джексону (Fe_d), содержание оксалат-растворимых соединений железа (Fe_o) – экстракцией кислым оксалатом аммония по Тамму.

Результаты и обсуждение. 1. Цветовые координаты измеренных образцов охватывают широкий диапазон (табл. 1). Наиболее существенна разница между образцами в разном состоянии по светлоте: увеличение при высушивании в среднем на 12 единиц, в меньшей степени – по желтизне (на 2,8). По красноте влажные и сухие образцы практически не отличаются.

Таблица 1

Диапазон изменения цветовых координат образцов почвы (n=139) во влажном и сухом состоянии

Параметр	Min		Max		ΔL*(a*,b*)
	влажные	сухие	влажные	сухие	
L*	16,1	14,9	55,9	65,2	12,1±0,7
a*	1,1	1,8	17,6	19,4	0,1±0,2
b*	2,7	2,8	39,9	40,4	2,8±0,4

2. Педотрансферные функции были построены для анализа зависимости между содержанием различных форм железа в образце и их цветовыми координатами a*и b*. Для обоих показателей найдены коэффициенты уравнений линейной регрессии (табл. 2), значимые для связи с содержанием дитионит-растворимых форм железа и не значимые для оксалат-растворимых форм железа. Таким образом, для оценки распределения железа по профилю, можно использовать как показатель b* (желтизна), так и показатель a* (краснота). Однако, учитывая независимость красноты от влажности почвы, использование a* предпочтительнее, так как позволяет проводить экспресс-анализ в полевых условиях.

Таблица 2

Статистические показатели уравнений регрессии связи оксалат-растворимых (Fe_o) и дитионит-растворимых форм железа (Fe_d) с краснотой ($Fe_o(Fe_d) = k + m \cdot a^*$) и желтизной ($Fe_o(Fe_d) = k + m \cdot b^*$)

Функция	k	m	k_{se}	m_{se}	F	α	R
Fe_o=f(a*)	0,323	-0,006	0,082	0,009	0,43	0,5251	-0,18
Fe_d=f(a*)	0,2802	0,086	0,150	0,015	30,86	0,0001	0,84
Fe_o=f(b*)	0,32	-0,006	0,082	0,008	0,42	0,5251	-0,18
Fe_d=f(b*)	-1,053	0,097	0,38	0,017	31,8	0,0001	0,84

Примечание. k и m – коэффициенты уравнений регрессии; k_{se} и m_{se} – стандартные ошибки k и m соответственно; α – уровень значимости; F - коэффициент Фишера, критическое значение для уровня значимости α, объем выборки n=15; R – коэффициент Пирсона

3. На основании полученных зависимостей проведена оценка накопления железа в срединных (B) горизонтах почв, с различным геоморфологическим положением.

Горизонты В в аллювиальных почвах имеют среднее значение красноты в 2 раза ниже, чем почвы террас (6,5 и 11,0 соответственно), различия значимы при α =0,05.

Аналогичные значимые различия выявлены при сравнении горизонтов, переходных к породе: оглеенного аллювия в пойме (ALG) и горизонтов ВС на террасе (5,0 и 11,3 соответственно). Полученные результаты согласуются с положением, что пойменные горизонты В в отличие от горизонтов В почв подзолистого типа не являются иллювиальными. Гидроморфный режим способствует переходу железа в восстановленное состояние, что увеличивает его подвижность и приводит к отсутствию накопления оксидов железа в почве. Это подтверждает представление о том, что для пойменных условий железо необходимо считать сильно подвижным элементом [6].

Полученные результаты показывают перспективность применения цветовых характеристик почв в системе CIE LAB для оценки миграционной способности железа в различных ландшафтах. Преимущества данного подхода связаны с простотой анализов, наличием высокой корреляции между содержанием дитионит-растворимых форм железа, и возможностью экспресс-анализа в полевых условиях на влажных почвах.

Литература

1. Водяницкий Ю.Н. Соединения железа и их роль в охране почв. М.: Почв. ин-т. им. Докучаева, 2010. 282 с.

2. Кириллова Н.П., Водяницкий Ю.Н., Силева Т.М. Перевод цветовых характеристик почвы из системы Манселла в систему CIE-L*a*b* // Почвоведение. 2015. № 5. С. 527-535.

3. Водяницкий Ю.Н. Диагностика переувлажненных минеральных почв. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева РАСХН, 2008. 143 с.

4. Кириллова Н.П. и др. Цифровая почвенная карта УОПЭЦ Чашниково МГУ им. М.В. Ломоносова // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение. 2015. № 2. С. 22-29.

5. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 225 с.

6. Добровольский Г.В. Почвы речных пойм центра Русской равнины. М.: Изд-во МГУ, 1968. 295 с.

УДК 504.054:546.650

РЕЗУЛЬТАТЫ СТАТИСТИЧЕСКОГО АНАЛИЗА СОДЕРЖАНИЙ РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫХ И РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ЛАБАЗНИКЕ ВЯЗОЛИСТНОМ (НА ПРИМЕРЕ КЕМЕРОВСКОЙ И ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ)

Коваль Е.В., Барановская Н.В.

Томский политехнический университет, Томск, e-mail: lena_kowal@mail.ru

Комплексный подход к изучению химического состава лекарственных растений позволяет использовать их в медицинских целях (выбор эффективных лекарственных форм), экологии (при оценке воздействия предприятий на окружающую среду) и других областях (геологии и т. д.) [1]. В современной литературе довольно много материала по содержанию химических элементов в лекарственных растениях. Данный вопрос актуален, так как знания о содержании химических элементов необходимы для подлинной оценки качества лекарственного сырья и его пригодности для использования.

Редкоземельные элементы в настоящее время все более широко применяются, а, следовательно, активно добываются. Уникальные свойства редкоземельных элементов, обеспечивших их широкое применение в тех или иных областях, могут играть специфическую роль в биогеохимических процессах в биосфере.

Изучение радиоактивных элементов совместно с редкоземельными элементами необходимо из-за согласованности в распределении редкоземельных элементов с радиоактивными [2].

Лабазник вязолистный *(Filipendula ulmaria)* применяется в отечественной и западноевропейской народной медицине, как лекарственное средство. Используются подземная и надземная части растения, цветки.

Образцы надземной части лабазника, были отобраны сотрудниками кафедры Геоэкологии и Геохимии НИ ТПУ в летний период 2011-2012 г. на территории Томской области (48 проб) и в 2015 г. на территории Кемеровской области (50 проб). Были отобраны вегетирующие зеленые части растений – побеги и листья. Для определения содержания химических элементов использовался масс-спектральный анализ с индуктивно-связанной плазмой.

К источникам поступления редкоземельных элементов в биогеохимический круговорот кроме предприятий ядерно-топливного цикла и топливно-энергетического комплекса могут относиться: добыча угля, а также угольная пыль и зола уноса, образовавшиеся при переработке угля [3]. Техногенным источником поступления редкоземельных элементов могут быть добыча и переработка фосфатных и некоторых других руд. Кроме того, не исключаются и природные источники [4].

Анализ проводился в программе Statistica 10 с использованием различных критериев и инструментов:

1. Параметрический t-критерий Стьюдента. Данный критерий позволяет проверить гипотезы о существенном или несущественном различии средних в выборке. Большинство элементов, содержащихся в Лабазнике вязолистном, не соответствует системе нормального распределения, кроме Yb и U (Томская область). По критерию Стьюдента содержание данных элементов существенно отличается от среднего значения.

2. F-критерий Фишера – параметрический критерий, используется для сравнения дисперсий. По критерию Фишера можно сказать, что различие дисперсий для Yb и U существенно (τ крит. = 1,60; τ крит. = 1,60).

3. Тест Манна-Уитни – распространенный непараметрический критерий сравнения выборок. Он основан на использовании одной общей последовательности значе-

ний обеих выборок и позволяет выявить различия в значении параметра между малыми выборками. При проведении данного теста было выявлено, что все исследуемые элементы, не соответствующих гипотезе нормального распределения, имеют существенное отличие от средних значений.

4. Корреляция между результатами содержаний химических элементов может характеризоваться коэффициентом парной корреляции Пирсона r. Проведя оценку взаимосвязей химических элементов по критерию Пирсона на двух исследуемых территориях, можно выделить следующие ассоциации групп и отдельных химических элементов:

1) для Томской области (>0,6): Th-La-Ce-Sm-Nd-Tb, U-Yb-Lu.

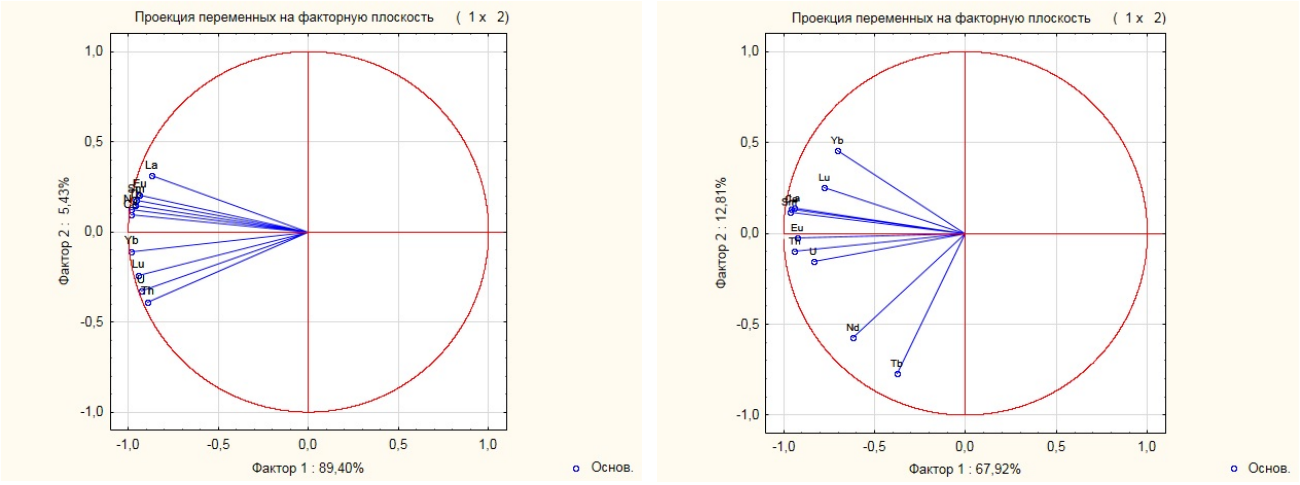
2) для Кемеровской области (>0,9): Nd-La-Ce-Sm, Yb-Th, Tb-La-Nd-Ce.

5. Кластерный анализ. Задача данного анализа в разбиении множества химических элементов на группы, в которые объединяются элементы с наивысшими значениями меры сходства (парных коэффициентов корреляции Пирсона r). Для Томской области было сформировано 2 крупных кластера. В первом кластере выделяется ассоциация Tb-Nb, со значимой корреляционной связью. Во втором кластере наиболее значимые корреляционные связи имеют La-Ce-Sm, Th-Eu, Yb-Lu-U. Группировка элементов на территории Томской области происходит более дифференцированно. Радиоактивные элементы в большей степени коррелируют со средними и тяжелыми редкоземельными элементами.

Для Кемеровской области было сформировано 2 крупных кластера. В первом кластере выделяются ассоциации U-Th, Lu-Yb, со значимой корреляционной связью. Во втором кластере наиболее значимые корреляционные связи имеют Nd-Ce-Tb-Sm-Eu-La.

Группировка элементов на территории Кемеровской области происходит в зависимости от их атомного веса, выделяются группы средних редкоземельных элементов, легких редкоземельных элементов, отмечается связь между ними, выделяется группа тяжелых редкоземельных элементов и группа радиоактивных элементов, что соответствует геохимическим особенностям редкоземельных элементов.

6. Многофакторный анализ. По его результатам наиболее значимые уровни влияния факторов в общей выборке соответствуют 89,4% и 5,43% для Томской области, и 67,92% и 12,81% для Кемеровской области. Факторные нагрузки (по оси X – для фактора 1, по оси Y – для фактора 2) представлены на круговых диаграммах (рис. 1).



а б

Рис. 1. Круговые диаграммы факторных нагрузок: Кемеровская область (а) и Томская область (б)

Для большинства элементов существенная нагрузка прослеживается по фактору 1 (положительная). Для Sm, Eu, Tb отмечается существенная нагрузка.

По фактору 2 существенная отрицательная нагрузка прослеживается у Lu, Th, U.

Для большинства элементов существенная нагрузка по фактору 1 (отрицательная). Для La, Ce, Sm отмечается существенная нагрузка. По фактору 2 существенная положительная нагрузка отмечается для Tb.

Анализ круговых диаграмм факторных нагрузок показал, что для Кемеровской области характерна более тесная группировка элементов.

В рамках проведенного анализа с использованием статистических методов были сделаны следующие выводы.

Для территории Томской были выделены ассоциация Tb-Nb, La-Ce-Sm, Th-Eu, Yb-Lu-U. Для территории Кемеровской области были выделены ассоциации U-Th, Lu-Yb, Nd-Ce-Tb-Sm-Eu-La.

Группировка элементов на территории Томской области происходит более дифференцированно. Радиоактивные элементы в большей степени коррелируют со средними и тяжелыми редкоземельными элементами. Группировка элементов на территории Кемеровской области происходит в зависимости от атомного веса элементов, выделяются группы средних редкоземельных элементов, легких редкоземельных элементов, тяжелых редкоземельных элементов и группа радиоактивных элементов, что соответствует геохимическим особенностям редкоземельных элементов.

Накопление легких редкоземельных элементов (La, Ce, Sm, Eu) в растительности может быть обусловлено природными источниками поступления. Поступление тяжелых редкоземельных элементов в растительность в основном может быть связано с техногенозом.

Более сильные ассоциации радиоактивных и редкоземельных элементов наблюдаются в растительности Томской области.

Лекарственные растения являются концентраторами редкоземельных и радиоактивных элементов, и это следует учитывать, так как использование лекарственных растений становится одним из источников поступления данных элементов в организм человека.

Литература

1. Барановская Н.В. Закономерности накопления и распределения химических элементов в организмах природных и природно-антропогенных экосистем: автореферат дисс. ... докт. биол. наук. Томск, 2011. 46 с.

2. Поцелуев А.А., Котегов В.И., Бабкин Д.И. Редкоземельные элементы в геологических образованиях Калгутинского месторождения (Рудный Алтай) // Известия Томского политехнического университета. 2002. Т. 305. Вып. 6: Геология, поиски и разведка полезных ископаемых Сибири. С. 229-246.

3. Арбузов С.И., Рихванов Л.П., Ершов В.В. Редкометальный потенциал углей Средней Сибири // Известия Томского политехнического университета. 2001.Т. 304.Вып. 1: Геология, поиски и разведка полезных ископаемых Сибири. С. 130-147.

4. Рихванов Л.П., Язиков Е.Г., Барановская Н.В. и др. Эколого-геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения. Томск, 2006. 216 с.

УДК 550.842

ПРОБЛЕМЫ ИНТЕРПРЕТАЦИИ ДАННЫХ ЛИТОГЕОХИМИЧЕСКОЙ СЪЕМКИ НА ПРИМЕРЕ КЕДРОВСКОГО РУДНОГО ПОЛЯ

Ковригина С.В.

СПГУ, Санкт-Петербург, e-mail: kovrigina.sofja@ya.ru

Геохимические работы и, как их разновидность, литогеохимическая съемка являются неотъемлемой частью комплекса геологоразведочных работ на различных ее этапах. Результатами проведения данного типа работ являются банки данных, содержащие информацию о местоположении точки опробования, содержании химических элементов и дополнительную геолого-ландшафтная информацию. Последняя представляет собой первую проблему интерпретации данных. По инструкции 1983 г. [1] в полевые журналы вносится следующая информация (в скобках указаны варианты типов информации для описываемых пунктов): 1. Глубина отбора (горизонты опробования); 2. Характер отобранного в пробу материала (литологический состав проб, цвет пробы, влажность, обломочный материал, содержание органического материала); 3. Абрис и примечания (положение точки опробования в рельефе, характеристика элементарного ландшафта, обнаженность в районе точки опробования, тип преобладающих пород в развалах камней либо обнажениях).

Стоит отметить, что фиксирование каждого дополнительного пункта информации является времяемким для каждой точки опробования и увеличивает время прохождения профиля, а, следовательно, и трудозатраты на проведение всей литогеохимической съемки. При этом пункт 2 содержит довольно субъективные параметры, определение которых зависит от опыта и личных качеств съемщика (цвет, влажность и т.п.). При значительных затратах использование данной геолого-ландшафтной информации редко, а в некоторых случаях авторы и вовсе опираются исключительно на химический состав почв и рыхлых отложений. Во многом это связано с субъективностью данных и затруднений в их дальнейшей обработке. Для решения вопроса относительности данных возможно дополнительное документирование с использованием фотосъемки места отбора пробы (фиксирование окружающего ландшафта), образцов почвы и рыхлых отложений, а также сравнение цвета образца с таблицами Манселла и другие методы качественной фиксации информации. А для возможного ускорения и удобства занесения в полевые журналы данных и дальнейшей их систематизации возможно применение специального программного обеспечения и использование планшетных компьютеров в полевых работах. Другим путем развития всей литогеохимической съемки может являться введение дополнительного почвенно-ландшафтного картирования для более корректного описания поведения химических элементов в гипергенных и приповерхностных условиях.

При введении указанной выше геолого-ландшафтной информации в закодированном виде в базы данных по химическому составу проб (2098 проб, проанализированные методом ICP-OES для мультиэлементов и атомно- абсорбционный для Au, Ag) [2] для участка Шумный Кедровского рудного поля была проведена попытка совместной интерпретации данных.

Кедровское рудное поле располагается к северо-восточной части Тундуньской мобильной зоны и включает в себя золоторудное месторождение и ряд рудопроявлений, которые относятся к малосульфидной золото-кварцевой формации. В геологическом строении территории принимают участие метаморфизованные осадочные отложения – Кедровская толща (R2kd). Широко развиты рыхлые четвертичные образования, покрывающие местность почти сплошным чехлом. Интрузивные образования в пределах Кедровского рудного поля имеют значительное развитие. На территории

участка Шумный среди них выделяются позднерифейские и позднепалеозойские интрузии: кедровский перидотит-анортозит-габбровый комплекс (νR3k), конкудеро-мамаканский гранитоидный комплекс (γCkm), дайки пикритов (ωN-QI). Продукты регионального метаморфизма проявлены в порода кедровской толщи, которые метаморфизованы в условиях эпидот-амфиболитовой фации. Контактового метаморфизма развивается на контакте интрузивных образований. Также в взбросо-сдвиговых структурах развиты милониты. Гидротермально-метасоматические образования на территории Кедровского рудного поля представлены многочисленными кварцево-жильными образования, пропилитизированными, березитизированными и карбонатизированными породами.

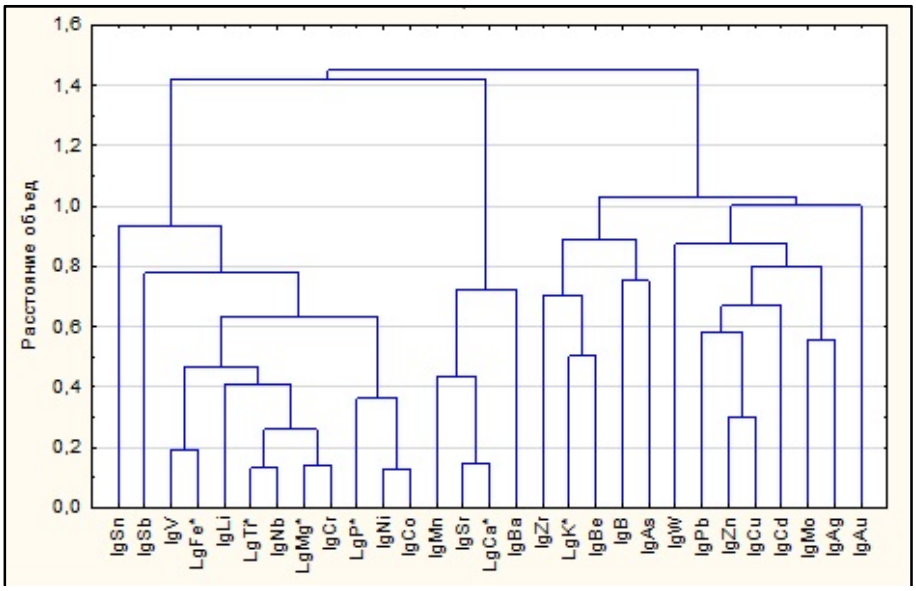


Рис 1. Диаграмма кластерного анализа данных по участку Шумный

По всей совокупности проб рыхлых отложений на участке Шумный выявлены предельно слабые связи золота с Ag (R_{lg}=+0,17) и Cd (R_{lg} =+0,11), и у серебра в свою очередь с Mo (R_{lg} =+0,44), Cu (R_{lg} =+ 0,34), Cd (R_{lg} =+0,35), Cr (R_{lg} = -0,36, Ti (R_{lg} =-0,43). Данные корреляционные связи отражают минеральные состав руд и указывает на отсутствия ярко проявленных элементов спутников золота для данного участка. Также для полной выборки проб по R-модификации кластерного анализа (рис. 1) можно говорить о выделение следующих ассоциаций элементов: сульфидной (Pb, Zn, Cd, Mo, Ag) и тяготеющее к ним золото, фемической (Ti, Mg, Cr и другие) и гранитофильной (K, Zr, Be).

Таблица 1

Корреляции между параметрами проб и химическими элементами (в скобках указано значение R)

	Характеристика пробы	Элемент
Литологический состав проб (D_1)	D2 (+0,44)	lgBa (+0,10)
Цвет пробы (D_2)	D1 (+0,45)	lgBa (+0,10)
Влажность (D_3)	D5 (+0,26)	lgBa (+0,14)
Обломочный материал (D_4)		lgZr (+0,26)
		lgAg (+0,24)
Содержание органического материала (D_5)	D3 (+0,26)	lgBa (+0,16)
Положение точки опробования в рельефе (L_1)		lgBa (+0,05)
Характеристика элементарного ландшафта (L_2)	D4 (-0,11)	lgZn (+0,15)
		lgCd (+0,13)
Обнаженность в районе точки опробования (L_3)		lgPb (+0,06)
Тип преобладающих пород в развалах камней либо обнажениях (L_4)	D4 (+0,15) D5 (-0,21)	lgLi (+0,13)

По результатам многомерной статистики также фиксируется отсутствие четко выраженного элемента-спутника золота и разбиение элементов на нечетко выраженные ассоциации, которые не имеют однозначной интерпретации. Наблюдается выделение тривиальных геохимических пар и групп, корреляция которых отмечается в разных типах геологических объектов.

При рассмотрении дополнительных параметров не обнаруживаются корреляционные связи между ними и содержаниями химических элементов (табл. 1). Из этого следует, что линейное применение данных параметров при введении их в статистическую обработку не дает никакой дополнительной информации и является неинтерпретируемым.

При повсеместном использовании литогеохимических поисков и развитии современных технологий аналитических методов и вычислительной техники необходим поиск рациональных решений по ускорению съемочного процесса, повышению достоверности получаемых данных и рациональной обработки данных. И в последнем вопросе обработки данных необходимо целесообразно использовать математический аппарат и совместно разрабатывать новые подходы анализа (фрактальный анализ, искусственные нейронные сети и т.п.) и оптимизировать классические методы вычисления фоновых значений элементов и построение моно- и полиэлементных карт с привлечение методов многомерной статистики.

Литература

1. Инструкция по геохимическим методам поисков рудных месторождений / М-во геологии СССР. М.: Недра, 1983. 191 с.

2. Ильченко В.О., Повов Г.Г., Марченко А.Г., Блинов К.В. и др. Поисково-оценочные работы на участках Кедровского и Витимконского рудных полей в 2015 году. Отчет ООО «Теллур Северо-Восток». Санкт-Петербург, 2016. 246 с

УДК 550.42:631.41:632.15:631.6.02(477.83)

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ОБЪЕКТОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ В ПРЕДЕЛАХ УЧАСТКА СТОЛЬСКО (ЛЬВОВСКАЯ ОБЛАСТЬ, УКРАИНА)

Кость М.В., Панькив Р.П., Телегуз О.В., Козак Р.П., Сахнюк И.И., Майкут О.М., Мандзя О.Б., Навроцкая И.П.

Институт геологии и геохимии горючих ископаемых НАН Украины, Львов, Украина, e-mail: M_Kost_2007@ukr.net

Охрана окружающей природной среды, рациональное использование природных ресурсов, развитие природно-заповедного фонда являются актуальной проблемой современности и неотъемлемой частью социально-экономического развития Львовской области и обеспечения экологической безопасности населения края.

Львовщина, площадь, которой составляет 21,8 тыс. км^2 (3,6% территории Украины) – не только уникальный в природном и ландшафтно-географическом отношении край, но и важный историко-культурный комплекс. На ее территории функционирует 353 объекты природно-заповедного фонда общей площадью 166,5 тыс. га, что составляет 7,2% от площади территории области. Среди них 25 заповедных объектов имеют общегосударственное, а 325 – местное значение [1]. Следует отметить, что в 2014 г. природно-заповедный фонд области в соответствии с "Региональной программы развития заповедного дела в Львовской области на 2009–2020 годы" пополнился еще 3 объектами, в частности региональным ландшафтным парком "Стольское Горбогорье", расположенным в границах Николаевского, Пустомытовского и Перемышлянского районов. Его площадь 8,91 тыс. га. В основе проектируемого ландшафтного парка "Стольское Горбогорье" расположен существующий объект природно-заповедного фонда – комплексная памятка природы "Стольско", которая создана в 1999 году с целью сохранения и охраны одного из крупнейших в Центрально-Восточной Европе городища IX–XII вв.

Цель работы – установить геохимические особенности объектов окружающей среды в пределах участка Стольско Львовской области.

Объект исследования – почвы, поверхностные воды рек и их донные отложения.

Геохимические исследования выполнены сотрудниками лаборатории проблем геоэкологии нашего Института в рамках темы "Геоэкологические проблемы запада Украины (на примере Львовской области)".

Физико-химические характеристики почв, донных отложений (содержание влаги, органического вещества, золы, pH почвенного раствора), катионно-анионный состав водных вытяжек и водорастворимых форм Fe, Mn и Zn, валовое содержание тяжелых металлов (Co, Pb, Ni, Ti, V, Cr, Zn, Cu, Ba, Sr, Fe, Mn) определяли по методикам в соответствии с государственными стандартами в аттестованной лаборатории спектральных и химических методов анализа ИГГГИ НАН Украины. В пробах вод установлены содержания около 40 показателей (органолептических, pH, массовой доли сухого остатка, суспендированных веществ, макро- и микрокомпонентов, соединений азота, фосфатов, растворенного кислорода, перманганатной окисляемости, биохимического потребления кислорода в течение 5 дней ($БСК_5$) и др.). Геохимическую оценку почв по содержанию металлов проводили путем сравнения их фактического содержания с кларком химического элемента в почве по [2] и предельно допустимой концентрацией (ПДК) согласно [3]. Уровень гидрохимического загрязнения вод оценивали согласно предельно допустимых концентраций, установленных для вод культурно-бытового назначения (ПДКк-б) [4].

Согласно физико-географическому районированию Украины, территория ландшафтного парка находится в юго-западной части Восточно-Европейской равнины, в

Западно-Украинском крае зоны широколиственных лесов. Он является частью Западно-Подольского горбогорья и за геоботаническим районированием относится к Николаевско-Бережанскому району буковых и дубово-буковых лесов [5]. Рельеф территории состоит из нескольких холмистых хребтов, которые достаточно упорядоченно простираются с северо-запада на юго-восток. Абсолютная высота значительной части холмов на территории превышает 390 м, в самых высоких местах она составляет 400–405 м. Местность очень расчленена. Относительная высота холмов над долинами рек часто превышает 80–100 м, а сами долины являются узкими [5, 6].

Доминирующими грунтотворными породами на территории являются лессоподобные суглинки, свойства которых существенно повлияли на направление и темпы почвообразования, отразились на грунтовых режимах и процессах, а также развитии деградационных процессов, в частности водной эрозии. Территория расчленена долинами рек Колодница, Иловец [6].

Климат умеренно-континентальный атлантического типа с промывочным водным режимом, что способствует развитию дернового, подзолистого процессов почвообразования, оглеения, выщелачивания [6].

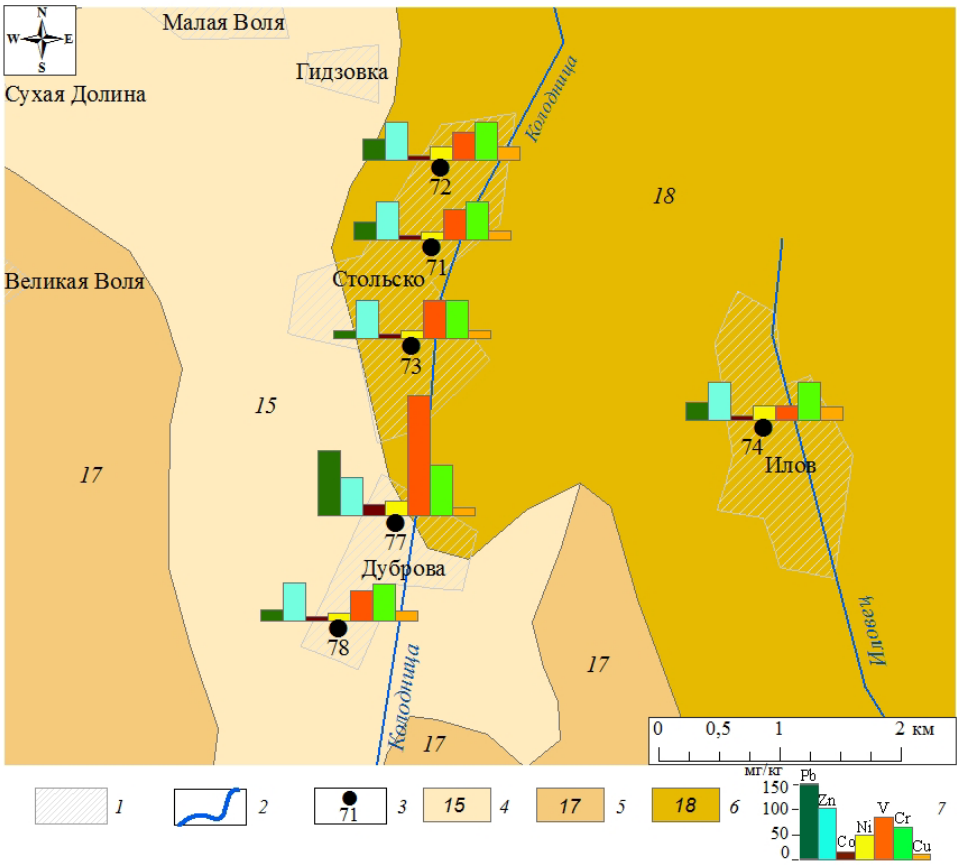


Рис. 1. Распределение Pb, Zn, Co, Ni, V, Cr, Cu в почвах участка Стольско. 1 – населенный пункт, 2 – реки, 3 – номер и точка отбора пробы, 4 – подзолисто дерновые почвы, 5 – ясно серые оподзоленные почвы, 6 – серые оподзоленные почвы, 7 – диаграмма распределения элементов

В почвенном покрове исследуемой территории доминируют светло-серые и серые лесные оподзоленные поверхностно-оглеенные почвы. По гранулометрическому составу почвы являются легкими, средними и тяжелыми суглинками от светло-желтого, серого до серо-коричневого цвета. В пробах присутствуют известняк (0,5–10%), обломки других пород (~ 0,5–59%), корни растений (от следов до 5%). Влажность воздушно-сухих проб колеблется от 1,01 до 1,68%. Содержание органического вещества в почвах 2,72–9,65%. Значение pH 5,88–8,26 ед. На рис. 1 и 2 представлено распределение эле-

ментов в почвах исследуемой территории.

В почвах установлено накопления следующих микроэлементов, мг/кг: Pb – <11–85, Zn – <50, Co – <6–14, Ni – <11–19, V – 30–155, Ba – 120–620, Sr – 90–290, Mn – 360–1250, Fe – 3000–9000, Cr – 23–65, Ti – 1000–6000, Cu – <11–18. По значениям концентраций металлы в почвах располагаются в следующий ряд: Fe > Ti > Mn > Ba > Sr > Cr > Pb > V > Zn > Cu > Ni > Co. Только для № 77 (рис. 1, 2) зафиксировано превышение ПДК Pb, Ti, V и кларка для Co, Mn, Pb, Ba, Ti, V. Следует отметить, что проба характеризуется низким содержанием Кальция, кислой реакцией почвенного раствора. Известно, что Ti является индикатором уламковой части отложений, и вместе с V, Cr относится к наименее подвижным элементам. Присутствие оксидов Mn и Fe способствует сорбции элементов за счет изоморфного замещения Mn и Fe двух- и трехвалентными катионами, катионообменных реакций и окислительных эффектов на поверхности оксидных осадков [7]. Очевидно, что в накоплении элементов в почвах основную роль сыграл геологический фактор.

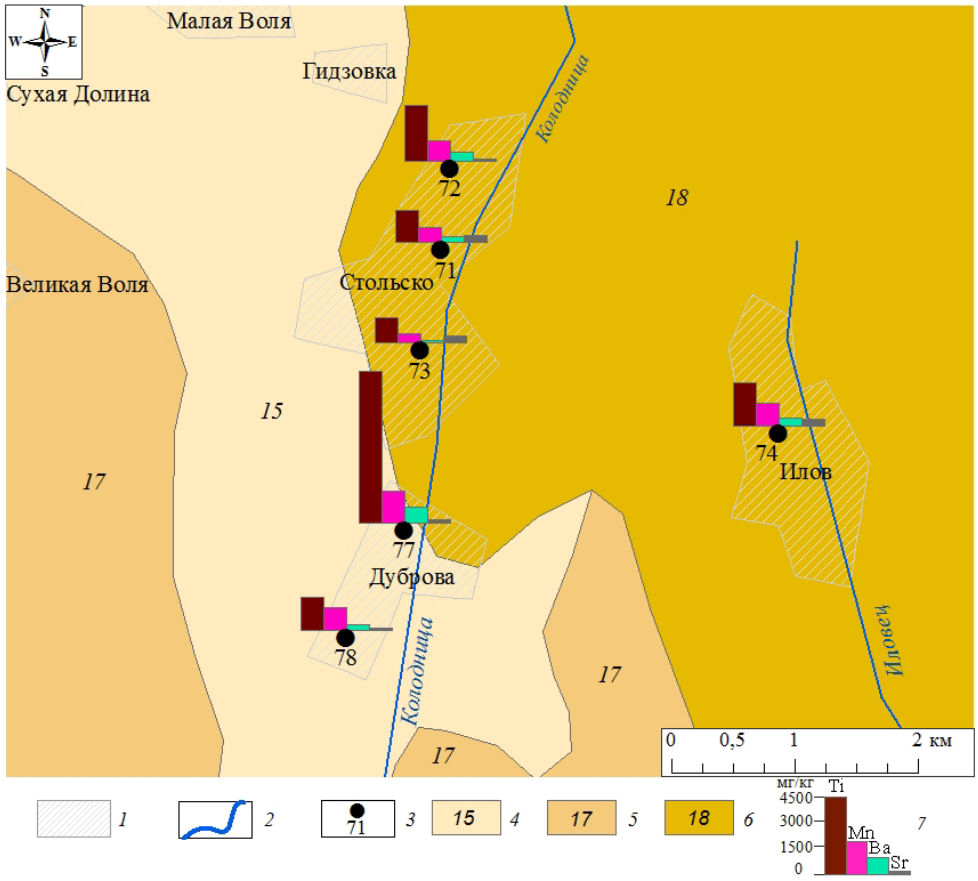


Рис. 2. Распределение Ti, Mn, Ba, Sr в почвах участка Стольско. Условные обозначения приведены на рис. 1

По величине сухого остатка водной вытяжки (0,020–0,078%) исследуемые почвы являются незасоленные. Электрическая проводимость составляет 17–141 мк См/см.

Химический состав водной вытяжки почв составляет: количество гидрокарбонат-ионов – 63,36 мг (1,04 ммоль) /100 г почвы; хлорид-ионов – 1,26 мг (0,04 ммоль) /100 г почвы; сульфат-ионов – 6,83 мг (1,14 ммоль) /100 г почвы; нитрат-ионов – 2,30 мг (0,04 ммоль) /100 г почвы; нитрит-ионов – 0,30 мг (0,01 ммоль) /100 г почвы; фосфат-ионов – 1,19 мг (0,04 ммоль) /100 г почвы ; ионов кальция – 5,23 мг (0,26 ммоль) /100 г почвы; ионов магния – 0,87 мг (0,07 ммоль) /100 г почвы; ионов натрия 0,82 мг (0,04 ммоль) /100 г почвы; ионов калия – 2,26 мг (0,06 ммоль) /100 г почвы; ионов аммония – 0,09 мг (0,005 ммоль) /100 г почвы. Количества водорастворимых форм Mn, Fe и Zn выявлены на уровне 0,008; 0,12 и 0,0055 мг/100 г почвы соответственно.

По содержанию макрокомпонентов водорастворимые составляющые почв (сульфатно-гидрокарбонатные) кальциевые.

Геохимический анализ качественного состояния рек Колодница и Иловец показал, что их воды гидрокарбонатные кальциевые с минерализацией 431,03–467,66 мг/дм^3, общей жесткостью 5,2–5,65 мг-экв/дм^3, pH – 7,94–8,08 ед. В водах рек химические элементы содержатся в следующих количествах (мг/дм^3): Sr – 0,52–0,73, Fe – 0,23–0,31, Mn – 0,037–0,039, Zn – 0,005–0,009, Li – 0,005–0,09, Cu – ≤0,002–0,002. Содержание других металлов ниже чувствительности определения: Cr < 0,05, Pb, Ni, Co < 0,01, Cd < 0,002 мг/дм^3. За уровнем концентрации в воде металлы образуют следующий ряд: Sr > Fe > Mn > Li > Zn > Cu > Cr, Pb, Ni, Co, Cd. Концентрации элементов значительно ниже ПДКк-б. Относительно незначительные количества металлов в водах исследуемой территории обусловлены отсутствием здесь мощных источников их промышленного поступления.

По гранулометрическому составу донные отложения представлены супесками–легкими суглинками от светло - серого до серого цвета. В пробах присутствуют известняк (0,5–10%), корни растений (от следов до 1%). Влажность воздушно-сухих проб колеблется от 0,57 до 1,14%. Содержание органического вещества – 3,16–4,43%. Значение pH 7,68–7,99 ед.

В донных отложениях установлено накопления следующих микроэлементов, мг/кг: Pb – <11–25, Zn – <50, Co – <6, Ni – <11–17, V – 16–36, Ba – 270–800, Sr – 90–100, Mn – 270–600, Fe – 2500–6000, Cr – 28–60, Ti – 1100–4500, Cu – <11. По значениям концентраций металлы в пробах располагаются в следующий ряд: Fe > Ti > Mn > Ba > Sr > Cr > V > Pb > Zn > Ni > Cu > Co.

По величине сухого остатка (0,061–0,075%) исследуемые пробы являются незасоленные. Электрическая проводимость составляет 79-126 мк См/см. По содержанию макрокомпонентов водорастворимые составляющие донных отложений сульфатно-гидрокарбонатные кальциевые. Содержание макрокомпонентов в водных вытяжках из донных отложений находится в значительно меньших количествах, чем в водах рек и определяется литологическими особенностями пород, растворимостью солей, процессами анионного и катионного обмена. Так, содержание ионов натрия, гидрокарбонат-, хлорид-, нитрат-ионов в реках в 4,68; 2,84; 2,74; 4,25 раза больше соответственно. По сравнению с водой рек, в водных вытяжках из донных отложений заметно увеличилась роль сульфатов (до 35%-экв.).

Литература

1. Заповідні території Львівщини / За ред. С.М. Стойко. Львів: ЗУКЦ, 2008. 126 с.

2. Виноградов А.П. О происхождении вещества земной коры // Геохимия. 1961. № 1. С. 3-29.

3. Предельно допустимые концентрации химических соединений в почве. СанПиН 42-128-4433-87. Утв. МЗ СССР от 30.10.87. М., 1987. 54 с.

4. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения. СанПиН 4630-88. Утв. МЗ СССР от 4 июля 1988 г. М., 1988. 69 с.

5. Маринич О.М., Пархоменко Г.О., Петренко О.М., Шищенко П.Г. Удосконалена схема фізико-географічного районування України // Україн. географ. журн. 2003. № 1. С. 16-22.

6. Природа Львівської області / За ред. К.І. Геренчука. Львів: Вид-во Львівс. ун-ту, 1972. С. 107-133.

7. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементыв почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.

УДК 504.054; 550.46; 550.47; 631.416.9

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ И МЕТАЛЛОИДЫ В СНЕГЕ, ПОЧВАХ И ДРЕВЕСНЫХ РАСТЕНИЯХ ГОРОДА УЛАН-УДЭ (РЕСПУБЛИКА БУРЯТИЯ)

Кошелева Н.Е., Касимов Н.С., Власов Д.В., Корляков И.Д., Голованов Д.Л., Дорохова М.Ф.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: natalk@mail.ru

Город Улан-Удэ расположен в Иволгино-Удинской межгорной впадине в 100 км к востоку от озера Байкал, при слиянии рек Селенги и Уды. Для Западного Забайкалья характерен резко континентальный климат с большими сезонными колебаниями температур воздуха и атмосферных осадков. Почвенный покров представлен каштановыми, дерновыми лесными и аллювиальными почвами; в пойме р. Селенги встречаются также лугово-болотные и болотные. Большие площади занимают антропогенно преобразованные почвы – урбаноземы, культуроземы (почвы огородов), индустриземы (почвы промышленных зон). В черте города сохранились фрагменты естественной лесной растительности, представленные сосняками рододендровыми, разнотравно-злаковыми и остепненными. Однако преобладают искусственно созданные сообщества скверов и газонов с доминированием гибридов тополя в древесном ярусе и большим участием рудеральных видов в составе травяного яруса.

В г. Улан-Удэ размещены 49 промышленных предприятий с суммарными выбросами более 30 т загрязняющих веществ в год [1]. Крупнейшими являются авиационный, вертолетный, силикатный, локомотиво-вагоноремонтный заводы, производство металлических изделий «Улан-Удэстальмост», которые поставляют в атмосферу большое количество тяжелых металлов и металлоидов (ТММ). Город является крупным транспортным узлом, через него проходит Транссибирская магистраль в Монголию и Китай, автомагистраль Иркутск–Улан-Удэ–Чита. Автопарк насчитывает около 800 тыс. машин. Значительный вклад в загрязнение города вносят две ТЭЦ, работающие на каменном угле и дающие огромную массу твердых отходов. Зола углей по сравнению с земной корой обогащена B, Mo, As, Be, Pb, W, Ge, Sb [2].

Цель работы – оценить загрязнение компонентов городских ландшафтов г. Улан-Удэ ТММ. Для этого изучены особенности накопления и пространственного распределения ТММ в снежном и почвенном покровах, а также в листьях гибридов тополя (род *Populus*), посадки которого обладают высокой адаптационной способностью. Проведено функциональное зонирование территории города и выделены промышленная, транспортная, рекреационная, сельскохозяйственная (огороды) и селитебная одно- и многоэтажная зоны.

Методы и материалы. Почвенная съемка проведена в узлах регулярной сетки с шагом 1000 м, в центре города сетка сгущалась до 700 м. Отобраны смешанные (в 3-кратной повторности) почвенные пробы из поверхностного (0-10 см) слоя почв. Всего отобрано 258 проб, включая пробу шлака вблизи ТЭЦ-1и 11 фоновых образцов из двух трансект, заложенных в долинах рр. Уда и Селенга выше по течению г. Улан-Удэ и удаленных от него на расстояние 3-5 и 21-24 км соответственно. В точках отбора почвенных проб при наличии посадок отбирались также листья гибридов тополя с деревьев приблизительно одного возраста с диаметром стволов 20-30 см по методике [3]. Всего отобрана 101 проба листьев, из них 7 – на окраинах города, в относительно незагрязненных районах, представляющих собой местный (урбанизированный) фон. Так как на поверхности листьев осаждаются частицы пыли и почвы, они промывались водопроводной водой, затем споласкивались дистиллированной [4]. Пробы высушивались в бумажных пакетах до абсолютно сухого состояния в сушильном шкафу при +70-80°C в

течение 6–7 часов.

Геохимическая съемка снежного покрова проводилась методом трубок с площадью поперечного сечения 20 см^2 в узлах регулярной сетки с шагом около 1000 м. Полученные 51 пробы, включая 4 фоновых, растапливались при комнатной температуре и фильтровались через мембранные фильтры с диаметром пор 0,45 мкм для выделения растворенной и взвешенной (взвесь) фракций, которые затем анализировались отдельно.

ТММ в образцах почв, листьев тополя, снеговой взвеси и растворе талой воды определялись методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой во ВНИИ минерального сырья имени Н.М. Федоровского.

Средние содержания ТММ (*Са*) в депонирующих средах функциональных зон города сравнивались с фоновыми уровнями (*Сф*) путем расчета коэффициентов концентрации *Кс* и рассеяния *Кр*: *Кс=Са/Сф* и *Кр=Сф/Са*. Суммарное загрязнение рассчитывалось по формуле *Zc*=∑*Кс*–(*n*–1), где *n* – число элементов с *Кс* > 1 [2]. Для характеристики изменений в микроэлементном составе растительности был использован коэффициент биогеохимической трансформации $Z_v = \sum_{1}^{n_1} Kc + \sum_{1}^{n_2} Kp - (n_1 + n_2 - 1)$ [5].

Результаты. *Снежный покров* аккумулирует выпадающие из атмосферы ТММ. В пределах города снег слабо обогащен ТММ, в снеговой взвеси наибольшее превышение над фоновыми значениями имеют $Sb_{3,2}Zn_{2,7}Sn_{2,5}W_{2,5}V_{2,2}Co_{2,2}$ (в нижних индексах – значения *Кс*), в растворе – $Ni_{3,7}Mo_{3,4}Sb_{2,8}W_{2,8}As_{2,5}Co_{2,3}$ (табл. 1). Содержание растворенных форм Cd и Pb ниже фонового, что можно объяснить уменьшением их растворимости при увеличении pH снеговых вод в городе.

Таблица 1

Содержание ТММ в компонентах фоновых и городских ландшафтов г. Улан-Удэ

Территория (кол-во проб)	Элемент												
	As	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	V	Zn	Sb	Sn	W
Растворенная фракция снеговой воды, мкг/л													
Фон (4)	0,4	0,1	0,2	0,5	2,4	0,3	0,7	0,4	1,4	37	0,1	н/о*	0,1
Город (47)	1,0	0,05	0,5	0,5	2,6	1,0	2,6	0,1	2,4	74	0,3	н/о	0,3
Взвесь снеговой воды, мг/кг													
Фон (4)	3,1	0,2	5,2	23	31	1,9	19	34	32	65	0,8	1,4	2,5
Город (47)	5,5	0,4	12	46	57	3,4	36	47	71	175	2,6	3,5	6,2
Поверхностный (0-10 см) слой почв, мг/кг													
Фон (11)	3,0	0,2	8,8	32	14	1,8	15	22	72	80	0,4	2,2	1,8
Город (247)	2,4	0,23	7,0	31	16	1,4	14	26	64	87	0,61	2,4	1,5
Листья гибридов тополя, мг/кг сух. в-ва													
Фон (7)	н/о	0,20	0,56	0,6	5,2	0,40	0,76	0,70	н/о	48	0,02	0,07	0,03
Город (94)	н/о	0,23	0,55	0,6	6,0	0,51	1,6	0,68	н/о	63	0,03	0,08	0,07

Примечание: н/о – концентрация ниже предела обнаружения

Снег в транспортной зоне Улан-Удэ загрязнен наиболее сильно, в твердой и жидкой фракциях снега здесь аккумулируются $W_{5,8}Sb_{4,3}Zn_{3,6}$ и $Ni_{8,0}W_{7,3}Sb_{6,7}Mo_{4,4}$ соответственно. Существенная роль автотранспорта в эмиссии Sb, Zn, Sn, Mo и Cu отмечается во многих исследованиях [6, 7]. В промышленной зоне накапливаются $Co_{3,0}V_{2,7}Zn_{2,7}Ni_{2,6}$ в твердой фракции снега и $Mo_{4,9}As_{3,2}Ni_{3,0}W_{2,8}V_{2,8}$ в жидкой (табл. 2). Co, V, Mo поступают в основном с выбросами энергетического комплекса, Zn, W, Mo, Ni – предприятий приборостроения, стекольной промышленности, машиностроения и металлообработки. В малоэтажной жилой зоне с печным отоплением приоритетными загрязнителями твердой фракции снега являются $Sb_{3,8}Zn_{3,1}Cd_{2,6}Sn_{2,6}V_{2,3}Co_{2,3}Cr_{2,2}W_{2,1}As_{2,1}$, жидкой – $Ni_{4,3}Sb_{2,3}Mo_{2,3}As_{2,3}Co_{2,3}$, в многоэтажной застройке – $Sb_{3,3}Sn_{3,1}$ $Zn_{2,2}V_{2,2}W_{2,1}$ и

$Mo_{3,1}Zn_{2,8}As_{2,2}Sb_{2,2}Ni_{2,1}$ соответственно. В рекреационной зоне аккумулируются $Sb_{3,2}$ в нерастворимой форме и $Ni_{2,1}$ в растворимой.

Кластерный анализ с последующей проверкой значимости коэффициентов корреляции обнаружил две крупные ассоциации ТММ в твердой фракции с близким пространственным распределением и, как следствие, факторами аккумуляции: As-Pb-Sb-Cd-Zn-Sn-Bi-Cu-W и Mo-Cr-V-Co-Ni. Геохимические аномалии элементов первой ассоциации связаны в основном с эмиссией автотранспорта, локализуясь вблизи автомагистралей в центре и на востоке города и на левом берегу р. Уды. Поллютанты второй ассоциации накапливаются в снежном покрове вблизи ТЭЦ, стеклозавода, мясокомбината, дацана с печным отоплением и завода «Улан-удэстальмост». Суммарное загрязнение снега нерастворимыми (*Zc* 17) и растворимыми (*Zc* 15) формами ТММ слабое. Наибольшее загрязнение наблюдается в транспортной зоне на севере и в центре города, а также на левом берегу р. Уды, достигая на перекрестках значений *Zc* 50 и 64 в снежной взвеси и снеговой воде соответственно.

Таблица 2

Накопление ТММ в депонирующих средах функциональных зон г. Улан-Удэ

Кс	Накапливающиеся ТММ в функциональных зонах* города (кол-во проб снега/почв/листьев тополя)					
	П (11/34/15)	Т (7/20/11)	М (13/49/43)	Н (10/57/14)	Р (6/14/11)	О (0/42/0)
	Растворенная фракция снеговой воды					
4-8	Mo	Ni, W, Sb, Mo	–	Ni	–	–
2-4	As, Ni, V, W	Co, As, Bi	Mo, Zn, Sb, As, Ni, W	Mo, Co, Sb, As	Ni	–
1-2	Sb, Co, Zn, Cr	Zn, Cu, V	Co, V	Zn, V, W, Cu	Co, Sb, Mo, Zn, As, V, W	–
	Взвесь в снеговой воде					
3-6	Co	W, Sb, Zn	Sb, Sn	Sb, Zn	Sb	–
1,5-3	V, Zn, Ni, Cr, Mo, Sb, Sn, As, Cd	Sn, Cu, Ni, Co, Cr, V, Sb, Mo, Bi	Zn, V, W, Cd, Bi, Co, Cu, Cr, As, Mo	Cd, Sn, V, Co, Cr, As, W, Bi, Mo, Ni, Cu, Pb	Sn, W, Bi, Zn, Cr, Co, Cu, Mo, As, V, Ni	–
1-1,5	Cu, W, Bi	Cd, Pb	Pb, Ni	–	Pb, Cd	–
	Поверхностный слой почв					
2,5-3,2	Sb	–	–	Pb	Cr, Ni	–
2-2,5	Cd, Pb	Sb	Sn	Sb	–	–
1,5-2	Cu, Mo, W, Sn	Pb, Cu	Sb, Cd, Pb	–	Sb,Pb	Sb, Zn
1-1,5	Zn, Ni, Cr, Bi	Cd, W, Zn, Sn	Zn, Cu	Cu, Zn, Cd, Sn, Ni	Cu, Cd, Mo, Sn, Zn, W	Cu, Bi, Cd, Pb, Sn, Ni, Cr
	Листья гибридов тополя					
2,5-8,4	W	Ni, W	–	–	–	–
2-2,5	–	Sb	W	Sb, W	W	–
1,5-2	Cd, Zn, Sb	Zn, Sn, Mo, Cu	Ni, Sb	Mo	Sb	–
1-1,5	Mo, Ni, Cu, Pb, Sn	Cd, Co	Zn, Cd, Cu, Cr, Mo, Pb, Co, Sn	Zn, Cd, Cu, Sn	Zn, Co, Mo, Ni, Cu, Cd, Sn	–

*Функциональные зоны: П – промышленная, Т – транспортная, М – селитебная многоэтажная, Н – селитебная одноэтажная, Р – рекреационная, О – огороды

Поверхностные горизонты почв Улан-Удэ обладают значительной геохимической неоднородностью, обусловленной мощностью и размещением современных источников загрязнения, а также остаточным загрязнением от закрывшихся предприятий. В почвах промышленной зоны присутствует наиболее широкий спектр поллютантов (табл. 2). Для почв транспортной зоны характерна более узкая геохимическая специализация: $Sb_{2,4}Pb_{1,9}$ $Cu_{1,8}$. Эти же элементы аккумулируются в почвах жилой застройки:

$Sn_{2,4}Sb_{1,8}Cd_{1,6}Pb_{1,6}$ в многоэтажной и $Pb_{2,5}Sb_{2,4}$ в малоэтажной. В рекреационной зоне наиболее интенсивно накапливаются $Cr_{3,2}$ и $Ni_{3,1}$, в почвах огородов – $Zn_{1,5}$ и $Bi_{1,4}$. Zn поступает в составе органических удобрений, а Bi – в составе нестандартизованных (ОСВ, коммунальные ТБО). Полученные нами средние содержания Pb, Cd, Cu, Ni, Cr в садово-огородной зоне практически не отличаются от данных [8], а содержание Zn в 2 раза меньше.

Суммарное загрязнение почвенного покрова г. Улан-Удэ в целом слабое, со средним Z_c 6,3. Максимальное загрязнение поверхностного горизонта почв (среднее Z_c 10) характерно для промышленной зоны с длительным и сильным техногенным воздействием; контрастность полиэлементных геохимических аномалий Z_c здесь достигает 96, что соответствует опасному уровню. Суммарное загрязнение почв уменьшается в ряду функциональных зон: промышленная (Z_c 10) ≈ рекреационная (9,7) > транспортная (6,7) ≈ малоэтажная (6,4) > многоэтажная (5,7) > огороды (4,6). Превышение принятых в России ПДК обнаружено у Zn (в 1,9 раза), As (1,3), Pb (1,2).

Поступление ТММ от транспорта и разнообразных промышленных предприятий в окружающую среду г. Улан-Удэ вызывает изменение микроэлементного состава *городских растений*. По сравнению с фоновыми значениями в листьях гибридов городских тополей содержится заметно больше $W_{2,9}Ni_{2,1}Sb_{1,8}Mo_{1,3}Zn_{1,3}$. Микроэлементный состав листьев тополей значительно варьирует в разных функциональных зонах города (табл. 2), что указывает на воздействие локальных источников загрязнения. Для большинства элементов коэффициент вариации *Cv* составляет 25-98%, для Ni и Cr он повышается до 200% и более.

Максимальное накопление листьями тополя $Ni_{8,4}Sb_{3,0}Sn_{1,6}Cu_{1,5}$ приходится на транспортную зону, которая подвержена не только воздействию автомобильного транспорта, но и шлама ТЭЦ, перевозимого в открытом виде по дорогам. Вблизи автодорог в листьях тополя происходит деконцентрация такого биофильного элемента, как Mn ($Кр$ = 1,6), что может свидетельствовать об ингибировании его поглощения другими ТММ. Промышленная зона отличается наибольшей биоаккумуляцией ТММ с высокой технофильностью: $W_{3,9}Cd_{1,6}Zn_{1,7}$ и пониженным относительно фона содержанием Cr ($Кр$ = 1,9). В одноэтажной селитебной зоне в листьях накапливается максимальное количество Mo ($Кс$ 1,7). Техногенная трансформация микроэлементного состава листьев гибридов тополя в целом незначительная (среднее Z_v 4,3) и уменьшается в ряду функциональных зон: транспортная (Z_v 14,4) > рекреационная (6,8) > промышленная (6,5) > малоэтажная жилая (5,0) > многоэтажная (3,3).

В коре гибридов тополя максимальное накопление $Cr_{8,1}Ni_{4,7}Mo_{2,3}W_{2,3}Cd_{2,0}$ отмечается в промышленной зоне; $Pb_{2,0}Sn_{1,9}Ge_{1,8}$ – в усадебной зоне; $Sb_{1,5}$ – в транспортной. Кора имеет более высокое по сравнению с листьями содержание Cr, Ni, Zn, Ge, Zr, Sb, W, Pb в золе, ее состав отражает многолетнее загрязнение атмосферы города.

Выводы. Таким образом, полученные данные о микроэлементном составе почв, растворенной и взвешенной фракций снега, листьев гибридов тополя показали, что в среднем загрязнение городских ландшафтов Улан-Удэ невысокое, однако в пределах промышленных зон и вблизи крупных автодорог интенсивность загрязнения сильно возрастает. Здесь приоритетными поллютантами являются W, Sb, Cr, Ni, Mo, Cd, Pb. Индикационная значимость компонентов городских ландшафтов Улан-Удэ уменьшается в ряду (по величине суммарного показателя загрязнения): пылевая составляющего снега (17) > талая снеговая вода (15) > поверхностные горизонты почв (6,3) > кора гибридов тополя (5,2).

Литература

1. Петелин С.М. Улан-Удэ и Байкальский целлюлозно-бумажный завод – главные загрязнители озера Байкал // Экологические проблемы Байкальского региона: Мат-лы

Респ. научно-практ. конф. Улан-Удэ: Изд-во Бурятского гос. ун-та, 2010. С. 168-172.

2. Геохимия окружающей среды / Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. М.: Недра, 1990. 335 с.

3. Терехина Н.В. Методические указания к проведению фитогеохимических исследований. СПб: Изд-во СПбГУ, 2010. 25 с.

4. Sæbø A., Popek R., Nawrot B. et al. Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces // Science of the Total Environment. 2012. N 427-428. P. 347-354.

5. Касимов Н.С., Битюкова В.Р., Кислов А.В. и др. Проблемы экогеохимии крупных городов // Охрана и разведка недр. 2012. № 7. С. 8-13.

6. Mapping the chemical environment of urban areas / Ed. by C.C. Johnson, A. Demetriades, J. Locutura, R.T. Ottesen. Oxford: Wiley-Blackwell, 2011. 616 p.

7. Власов Д.В. Геохимия тяжелых металлов и металлоидов в ландшафтах Восточного округа Москвы. Дисс. ... к.г.н. М.: географический ф-т МГУ, 2015. 160 с.

8. Убугунов В.Л., Кашин В.К. Тяжелые металлы в садово-огородных почвах и растениях г. Улан-Удэ. Улан-Удэ: БНЦ СО РАН, 2004. 128 с.

УДК 631.416.8

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ СПЕКТРЫ ЛАНТАНОИДОВ В ПРОФИЛЕ СЕРОЙ ЛЕСНОЙ ПОЧВЫ БРЯНСКОГО ОПОЛЬЯ

Кротов Д.Г.(1), Самсонова В.П.(2)

(1) *Брянский аграрный университет, Брянск, e-mail: krotovd@mail.ru*

(2) *МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: vkbun@mail.ru*

Как показано в обзоре [1], редкоземельные элементы могут служить индикаторами почвообразовательных процессов. Поэтому анализ их распределения в различных почвах представляет собой одну из интересных задач геохимии и почвоведения.

Серые лесные почвы Брянского ополья, расположенные на водораздельных плато, развиты на лессовидных суглинках [2]. Характерной особенностью опольных ландшафтов является наличие замкнутых понижений с перепадом высот 1.5-2 м. Почвы характеризуются легкосуглинистым гранулометрическим составом с преобладанием крупнопылеватой фракции (до 65%), низким содержанием ила (8-10%), слабокислым pH (5.5-6.0 ед), умеренным содержанием гумуса (3-4%). Профиль этих почв весьма однороден как по гранулометрическому составу, так и по величинам pH. Почвенный покров контрастен по содержанию гумуса – в понижениях развиваются серые лесные почвы со вторым гумусовым горизонтом, в которых высокое содержание гумуса сохраняется до 50 70 см, на холмах – обычные серые лесные почвы, в которых мощность гумусового горизонта не превышает 30 см.

Таблица 1

Содержание лантаноидов в серой лесной и серой лесной почве и серой лесной со вторым гумусовым горизонтом (мг/кг)

Горизонт	Серая лесная					Серая лесная со вторым гумусовым горизонтом						
	A1	AB	B1	B2	C	A1	Ah	Ah	AB	B1	B2	C
LA	28	27	26	27	27	26	25	25	24	25	27	27
CE	52	53	54	57	55	48	49	50	50	50	57	57
PR	6,7	6,8	6,4	7,1	7,1	6,1	6,3	6,3	6,2	6,4	6,9	7,1
ND	25	25	24	26	27	23	23	24	23	24	26	27
SM	4,8	5,1	4,8	5,2	5,6	4,4	4,5	4,6	4,5	4,8	5	5,4
EU	0,88	0,96	0,88	0,98	1	0,87	0,81	0,83	0,79	0,9	0,94	0,99
GD	4,3	4,3	4,4	4,3	4,6	3,9	4	4,1	4,1	4,1	4,6	4,7
TB	0,65	0,68	0,64	0,71	0,74	0,59	0,58	0,62	0,6	0,63	0,68	0,72
DY	3,3	3,6	3,4	3,8	3,9	3,1	3,1	3,2	3,1	3,3	3,7	3,8
HO	0,63	0,68	0,68	0,7	0,74	0,58	0,57	0,61	0,59	0,63	0,68	0,71
ER	2,5	2,5	2,4	2,6	2,7	2,3	2,2	2,3	2,2	2,4	2,5	2,6
TU	0,27	0,29	0,27	0,31	0,33	0,24	0,24	0,26	0,24	0,27	0,29	0,31
YB	1,8	1,8	1,9	2,1	2,1	1,7	1,6	1,8	1,7	1,8	2	2,1
LU	0,28	0,28	0,29	0,33	0,35	0,25	0,25	0,27	0,26	0,29	0,3	0,31
Сумма	131	132	130	138	138	121	121	124	121	124	138	140

Образцы отбирались из 5 генетических горизонтов серой лесной почвы и из 6 горизонтов серой лесной почвы со вторым гумусовым горизонтом до глубины 150 см. Содержание лантаноидов определялось масс-спектральным методом с индуктивно-связанной плазмой (MS), и атомно-эмиссионным методом с индуктивно-связанной плазмой (AES). на масс-спектрометре с индуктивно связанной плазмой Elan-6100 ("Perkin Elmer", США) и атомно-эмиссионном спектрометре Optima-4300 ("Perkin Elmer",

США). Для оценки погрешности определения были дополнительно проанализированы 13 проб из пахотного горизонта.

Ошибки определения, обусловленные как аппаратурными погрешностями, так и внутрипедонной пространственной неоднородностью почвы, не превышали 7%.

Общее содержание лантаноидов в профилях серой лесной почвы и серой лесной со вторым гумусовым горизонтом соответствовало диапазонам концентраций, характерных для почв Европейской части России [3]. Можно отметить, что суммарная концентрация лантаноидов в верхних горизонтах серой лесной почвы со вторым гумусовым горизонтом на 8-10 мг/кг ниже, чем в серой лесной, однако изменения содержания отдельных элементов оказываются в пределах ошибки определения. В горизонте С рассматриваемых почв суммарные концентрации одинаковы.

Геохимические спектры лантаноидов в гумусовом горизонте и в горизонте С серой лесной почвы (А1 и С, рис.) были сопоставлены с данными, полученными для дерново-подбура на аллювиально-флювиогляциальных песках в Приокско-Террасном заповеднике (Аye и С) [4] и дерново-подзолисто-глееватой почве на покровных суглинках в долине р.Протвы (АY и Cg) [5].

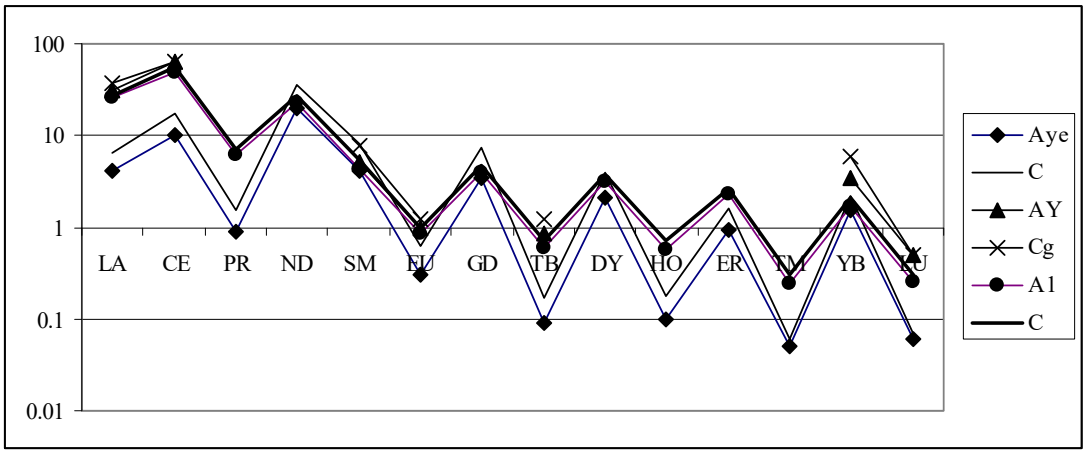


Рис. Геохимические спектры лантаноидов в почвах

Геохимический спектр лантаноидов в дерново-подзолистой почве на покровных суглинках характеризуется несколько большими концентрациями тербия, иттербия и лютеция, чем серая лесная почва на лессовидных суглинках, однако различия также укладываются в ошибку определения. В логарифмической шкале геохимические профили практически одинаковы (рис.).

Почвы, сформированные на суглинках, резко отличаются от дерново-подбура, сформированного на песках, причем наиболее выражено это для элементов с нечетными номерами. В отличие от почв, сформированных на суглинках, здесь отчетливо выражена дифференциация гумусо-аккумулятивного горизонта А и материнской породы С.

Величина контраста между почвенными горизонтами разных почв позволяет предположить, что неодинаковость геохимических спектров в первую очередь обусловлена гранулометрическим составом почвы и в меньшей степени почвообразующими процессами.

Обращает на себя внимание тот факт, что в почвах, сформированных на контрастных материнских породах, наблюдается практически одинаковое содержание неодима и самария.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ № 16-44-320069.

Литература

1. Laveuf C.; Cornu S. A review on the potentiality of Rare Earth Elements to trace pedogenetic processes.// Geoderma. 2009. Vol. 154. Iss. 1/2. P. 1-12 (12).

2. Ахтырцев Б.П. Серые лесные почвы Центральной России. Воронеж: Изд.-во Воронежского университета, 1979. 232 с.

3. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.

4. Переломов Л.В., Асаинова Ж.С., Йшида С., Иванов И.В. Содержание редкоземельных элементов в почвах Приокско-Террасного биосферного заповедника // Почвоведение. 2012. № 10. С. 1115-1126.

5. Самонова О.А. Редкоземельные элементы в почвах ландшафтов Смоленско-Московской возвышенности// Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2013. № 3. С. 73-79.

УДК 551.579: 550.424

ГИДРОГЕОХИМИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ НОВОАФОНСКОЙ ПЕЩЕРНОЙ СИСТЕМЫ

Кудерина Т.М.(1), Мавлюдов Б.Р.(1), Грабенко Е.А.(2), Экба Я.А.(3)

(1) *Институт географии РАН, Москва, e-mail: kuderina@igras.ru, bulatrm@bk.ru*

(2) *Майкопский государственный технологический университет, Майкоп, e-mail: grabenko@inbox.ru*

(3) *Институт экологии АНА, Сухуми, Абхазия, e-mail: ekba-yan@yandex.ru*

В карстовых массивах Западного Кавказа при взаимодействии карбонатных трещиноватых пород с разломными водами и обильными атмосферными осадками, насыщенными углекислотой, образуются карстовые полости. Особенный интерес вызывают пещерные комплексы, многие из которых используются в хозяйственных и рекреационных целях. Изучение пещерных систем имеет длительную историю, однако геохимические исследования в них в последние годы проводятся нечасто.

Задачей нашего исследования было определение современного гидрогеохимического состояния Новоафонской пещерной системы (НАПС), основными водными компонентами которой являются пещерные озера – пещерные натечные воды гуров – конденсационная влага (пещерная капель) – копанные колодцы в кровле пещеры – источники и родники – воклюзы и реки – атмосферные осадки. Это наиболее известная пещера южного склона Западного Кавказа, расположенная в Абхазии под г. Иверская. Она была открыта в 1961 г. Гиви Смыром и с 1975 г. является популярным туристическим объектом (до 350 тыс. посетителей в год). Новоафонская пещера имеет самый большой в Евразии объем полостей, ее длина 3285 м, а глубина 183 м. Длина пешеходного маршрута в пещере составляет около 1000 м. Пещера имеет сложный гидрологический режим с питанием подземными, атмосферными и грунтовыми водами.

Объектами геохимических исследований НАПС стали – озера пещер, внутрипещерные водотоки, конденсационные и инфильтрационные воды, а также атмосферные осадки и поверхностные воды (реки, озера, источники, колодцы).

Аналитическая обработка проб воды включала измерение pH, минерализации и определение элементного состава (ICP MS на приборе ELAN–6100). Для сравнительного анализа микроэлементного состава природных вод использовался расчет геохимических коэффициентов концентрации.

Новоафонский карстовый район сложен тектонически нарушенными барремскими известняками[1]. Годовое количество осадков в районе расположения пещеры составляет в среднем 1200 мм (максимум – ноябрь, декабрь, минимум – весной). В последние годы количество осадков возросло до 1940 мм [2].С северо-запада пещерный массив омывает р. Маниаквара с многочисленными источниками по дну долины, с юго-востока – р. Псырцха. Площади водосбора трудно определяются, вода уходит по трещинам в породе. Внутри пещеры формируется особый микроклимат с относительно стабильными условиями (температура воздуха колеблется около 13-14°С) [2]. В пещере образуются разнообразные натечные образования, такие как сталактиты и сталагмиты, формирующиеся за счет растворения карбонатных пород подземными водами и последующего осаждения кальцита внутри полости. Кроме того, пещера представляет собой сложную геохимическую систему с неопределенными гидрогеохимическими связями между крупными полостями.

Результаты измерений pH, минерализации и температуры вод в самой Новоафонской пещере, а также вод, окружающих поверхностных и подземных источников и выпавших во время исследований атмосферных осадков приведены в табл. 1.

Таблица 1

Показатели pH, минерализации и температуры воды в Новоафонской пещере и в объектах около нее (сентябрь, 2015 г.)

Место отбора проб	Водные компоненты НАПС	pH	Минерализация, мг/л	Температура воды, °С
Новоафонская пещера, Зал Анакопия	Озерные	8,0	120	13,6
Новоафонская пещера, Голубое озеро	Озерные	8,0	110	
Новоафонская пещера, зал Нартаа	Озерные	8,0	120	12,3
Новоафонская пещера, водоотводная штольня	Конденсационные	9,2	550	
Новоафонская пещера, водоотводная штольня	Инфильтрационные	9,0	146	
Новоафонская пещера, зал Гиви Смыра	Конденсационные	8,1	100	
Новоафонская пещера, зал Апсны	Натечные воды гуров	7,8	200	14,9
Новоафонская пещера, зал Апсны	Конденсационные	7,8	130	
Колодец г.Иверская	Грунтовые	8,3	60	
Дождевой колодец, Сушка,	Грунтовые	7,8	180	
Колодец Монастырский, Сушка	Грунтовые	7,2	320	
Родник Сушка	Грунтовые	7,5	290	
Источник 1 в долине Маниаквара под г.Иверская	Грунтовые	8,1	120	
Источник 2 в долине Маниаквара при выходе ее на равнину	Грунтовые	7,9	190	14,1
Источник 3 в нижней части долины Маниаквара	Грунтовые	7,8	180	15,7
Р.Маниаквара	Речные	7,9	160	
Р.Маниаквара в нижнем течении	Речные	8,0	180	16
Правый борт Маниаквары	Поверхностно-грунтовые	7,9	120	18,4
Воклюз Псырцха	Подземные	7,9	340	12,9
Река Псырцха	Речные	8,5	276	21,9
Абхазия, 30.09.15	Дождевые	8,0	330	22
Абхазия, 01.10.15	Дождевые	8,4	310	22

Измерения показали, что в целом воды пещеры, а также поверхностные речные и грунтовые воды источников вблизи ее, отобранные в 2015 г., относятся к слабощелочным и щелочным. Озера в Новоафонской пещере в межень являются изолированными и не имеют связи друг с другом, минерализация их вод составляет 110-120 мг/л. Конденсационные воды внутри пещеры близки к озерным по составу растворенных в них веществ, в водоотводной штольне при приближении к поверхности их минерализация увеличивается. Минерализация грунтовых вод колодцев и родников кровли НАПС увеличивается по мере понижения в рельефе и увеличения глубины уровня этих вод. Грунтовые воды источников в русле р. Маниаквары имеют близкий состав с озерными водами пещеры (источник 1), а ниже по течению они минерализуются за счет большей инфильтрации через породы. Речные воды Маниаквары в полной мере отражают этот процесс после выхода потока на прибрежную равнину. Воды воклюза Псцырцха и одноименной реки, берущей из него начало, обладают более высокой минерализацией и, вероятно, связаны с разломными водами. По сравнению с исследованиями 2006-2007

гг. [5] в настоящее время наблюдается уменьшение щелочности и минерализации вод пещеры в целом.

Во время проведения полевых работ были опробованы имевшие место атмосферные осадки. Они обладали повышенной минерализацией и щелочностью в исследуемый период, но необходимо отметить, что 2015 г. характеризовался длительным отсутствием летних осадков.

Температура воды в озерах пещеры стабильная – 12-14°С. По мере продвижения к дневной поверхности она увеличивается и выравнивается до 22°С в речных водах на приморской равнине. Измерение температуры воды в капелях и озерах Новоафонской пещеры показало разницу до 2°С. Вероятно, существуют две водоносные системы в пещере: верхняя (капель) и нижняя (озера), которые прямо не связаны между собой (за исключением стока воды капелей в сторону озер).

Геохимическая дифференциация элементов водных компонентов НАПС представлена в табл. 2. Сравнение их величин с глобальными, мировыми показателями, в качестве которых применяют кларки, позволил рассчитать интенсивность накопления химических элементов в природных водах пещеры и в поверхностных водах.

Таблица 2

Интенсивность накопления химических элементов в компонентах Новоафонской ландшафтно-геохимической системы (Абхазия)

Место отбора проб	Интенсивность накопления, n			
	Слабая, <10	Средняя, 10-50	Высокая, 50-100	Очень высокая, >100
Новоафонская пещера, озера	Al,Mg,Ca,Ba,V,Cr,Fe,Co,Ni,Se, Br,U	Ti,W,Sn		
Новоафонская пещера, натечные воды	Ca,Ba,V,Cr,Co,Ni,W,Br,I	Ti,Fe,Se		
Новоафонская пещера, конденсационные воды	Al,Be,Ca,Sr,Cs,Ba,V,Cr,Mn,Co,Zn, Y,Cd,Re,Hg,Ge,Se,Br,Sb,Pb,La,U	Fe,Ni,W,Sn,U	Ti	
Штольня, конденсационные воды	B,Ca,Sr,Cs,Ba,V,Co,Ni,Re,As, Br,Sn,I	Na,K,Rb,Ti,Fe,Ni Mo,Se,U	Sn	Cr,W
Колодцы над пещерой	B,Li,Be,Mg,K,V,Co,W,Br,Sb,I,U	Rb,Sr,Ba,Cr,Ni,Sn	Ti	
Источники в долине р. Маниаквары	Be,Sr,V,Cr,Co,Ni,W,Br,U	Ba,Ti,Se		
Р. Маниаквара	Be,K,Sr,V,Cr,Co,Ni,W,Se,Br,Sn,I	Ba,Ti		
Воклюз Псырцха	B,Li,Be,Na,Mg,Rb,Sr,Cs,V,Cr, Co,Ni,W,La,U	Ti,Se,Br,I		
Р. Псырцха	B,Mg,K,Sr,Cs,Ba,V,Cr,Y,Zr,Re,As,S n,Sb,I	Rb,Ti,Mn,Co,Ni, Br		Se
Атмосферные осадки	Ti,V,Br,Sn,Sb,I	Se		

При анализе водных компонентов Новоафонской геохимической системы расчет кларков концентрации выявил химические элементы с высокой интенсивностью накопления – Cr,W, Ti, Sn – в конденсационных водах и в колодцах, характеризующих геохимическое состояние кровли пещеры. Воклюз Псырцха, вероятно, имеет связь с глубинными водами. Радиоактивные элементы поступают в Новоафонскую ландшафтно-геохимическую систему из глубинных источников по разломным зонам [3].

К элементам слабого накопления относятся химические элементы, характеризующие вмещающие породы. Антропогенное влияние отмечено только в залах пещер с интенсивной рекреационной нагрузкой и в р. Псырцха. Атмосферные осадки морских передовых воздушных масс обогащены терригенным материалом.

Таким образом, химический состав вод Новоафонской геохимической системы озера пещер– пещерные натечные воды – конденсационная влага – копанные колодцы в кровле пещеры – источники и родники – воклюзы и реки – атмосферные осадки позволяет выявить основные процессы взаимодействия этих компонентов при функционировании карстовых образований. Источником питания водных объектов в верхних частях пещер являются атмосферные осадки, в нижних – подземные воды. Внутри пещеры происходит их взаимодействие, при этом атмосферная и поверхностная влага участвует в длительной фильтрации через почвы и горные породы.

Уникальные карстовые геохимические ландшафты Западного Кавказа формируют региональную гидрологическую структуру. При наличии антропогенной нагрузки они очень уязвимы и требуют постоянного экологического мониторинга для уменьшения отрицательных последствий при их использовании.

Исследования проводились при поддержке проекта РФФИ 15-55-40014.

Литература

1. Кавришвили К.В. Природа карстовых территорий черноморского побережья Грузии. Тбилиси: «Мецниереба», 1988.

2. Экба Я.А., Дбар Р.С., Ахсалба А.К., Кудерина Т.М. Гидрология и гидрохимия карстовых подземных вод Новоафонской пещеры. // Сб. мат-лов V НПК «Карст и пещеры Кавказа». Сочи, 2014. С. 9-18.

3. Кудерина Т.М., Мавлюдов Б.Р., Грабенко Е.А., Экба Я.А., Мархолия В.В. Измерение радиационного фона в пещерах Западного Кавказа // Пещеры: сб. науч. тр. Естественнонаучный ин-т Пермского гос. нац. ун-та. Пермь. 2015. вып.38. С. 127-136.

УДК 631.461: 631.416.1: 631.417.1

ИЗМЕНЕНИЕ ЭКСТРАГИРУЕМОСТИ УГЛЕРОДА И АЗОТА ИЗ ПОЧВ ПРИ РАЗНЫХ УСЛОВИЯХ ХРАНЕНИЯ ОБРАЗЦОВ

Кузнецова Е.Ю., Макаров М.И.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: 9037166755@mail.ru

Изучение лабильных форм углерода (С) и азота (N) в почве представляет большой интерес в связи с их важной ролью в обеспечении питания растений и микроорганизмов. Поэтому информация о содержании в почвах лабильных форм С и N является существенной составляющей биогеоценотических исследований.

Концентрации в почвах легкодоступных С (Сэкстр) и N (Nэкстр) обычно определяют путем экстракции с использованием воды или водных растворов солей разной концентрации. Количество Сэкстр и Nэкстр может изменяться при хранении почвенных образцов, при этом изменения зависят от условий хранения [1]. Наиболее очевидными причинами наблюдаемого эффекта считается гибель части микроорганизмов, и переход компонентов клетки в состав экстрагируемых соединений, а также выделение живыми клетками органических осмолитов для поддержания жизнеспособности в условиях стресса, связанного с обезвоживанием или замораживанием [2].

В связи с этим возникает необходимость анализа свежих образцов с максимально сохраненной естественной влажностью. Однако часто почвенные образцы длительное время хранятся до анализа в высушенном или замороженном состоянии, что ставит вопрос об оценке изменения при этом исходных почвенных свойств. В дальнейшем при определении биологических и биохимических свойств в длительно хранившихся образцах обычно используется их предварительная инкубация в течение нескольких дней при температуре 20-25 °С с целью «оживления» и активизации микробных сообществ [3]. Использование процедуры предварительной инкубации почвенных образцов для определения концентраций Сэкстр и Nэкстр также может повлиять на получаемые результаты, поскольку при инкубации происходит минерализация и иммобилизация лабильных форм С и N [4]. Можно предположить, что интенсивность таких изменений в разных условиях хранения и подготовки образцов может отличаться в разных почвах. Например, воздействие замораживания на почвы, подвергающиеся промерзанию в природных условиях, может быть меньшим в сравнении с непромерзающими почвами, так как микробное сообщество в первом случае лучше адаптировано к низким температурам. Аналогично воздействие высушивания может проявляться в разной степени в почвах, постоянно находящихся во влажном состоянии, и в почвах, подвергающихся значительному иссушению в природных условиях.

Целью настоящей работы являлось выявление особенностей изменения концентраций Сэкстр и Nэкстр при разных условиях хранения почвенных образцов для почв, отличающихся широким диапазоном варьирования свойств.

В ходе работы анализировались гумусовые горизонты почв разных регионов РФ: дерново-подзолистых, серых, черноземов, каштановых, буроземов, аллювиальных, а также некоторые типы агропочв.

Определение Сэкстр и Nэкстр, извлекаемых раствором 0,05 М K_2SO_4, проводили в свежих образцах почв; в образцах, инкубированных 7 суток в аэробных условиях при 22°С; в замороженных и высушенных образцах, хранившихся 4-5 месяцев; в образцах, инкубированных после замораживания и высушивания (сухие образцы перед инкубированием увлажняли до 60% ППВ).

Влажность почв определяли весовым методом, pH – стеклянным электродом в суспензии при соотношении почва-раствор 1:2,5, общее содержание С и N – на автома-

тическом анализаторе Elementar Vario EL III, концентрации Сэкстр и Nэкстр – на автоматическом анализаторе TOC-V_{CPN}.

Наиболее богатые органическим веществом почвы (буроземы и аллювиальная перегнойно-глеевая) характеризовались также повышенным содержанием Сэкстр, а в бедных органическим веществом каштановой почве и агроземе текстурно-карбонатном (залежь) отмечены самые низкие концентрации Сэкстр (табл. 1). В то же время, в агроземе текстурно-карбонатном современной пашни при низком содержании органического вещества концентрация Сэкстр составила 30 мг/кг, что находилось в диапазоне его варьирования в серых почвах и черноземах (от 25 до 38 мг/кг).

Концентрация Nэкстр в разных почвах в целом повторяет закономерности, характерные для Сэкстр, но есть и некоторые отличия. Например, подобно Сэкстр, повышенное содержание Nэкстр свойственно буроземам и аллювиальной перегнойно-глеевой почве, наиболее низкие концентрации характерны для непахотных вариантов каштановых почв, а пахотные варианты серой и каштановой почв отличаются от непахотных повышенным содержанием Nэкстр. В то же время, в отличие от Сэкстр, чернозем характеризуется малой, а дерново-подзолистая почва не отличается повышенной концентрацией Nэкстр. Неполное соответствие между концентрациями Сэкстр и Nэкстр связано с тем, что анализируемые фракции C и N не являются генетически взаимосвязанными. Если Сэкстр представлен растворимыми органическими соединениями, то в состав Nэкстр входят как органические, так и неорганические формы N, и их соотношение в разных почвах может заметно различаться.

Хранение образцов почв в замороженном состоянии в целом не приводит к резкому изменению концентрации Сэкстр. Гораздо сильнее изменяется экстрагируемость N. Лишь в четырех почвах она не изменилась (агрочернозем, каштановая и два агрозема текстурно-карбонатных). В большинстве других почв концентрация Nэкстр возросла в 2-3 раза, а в агросерой и черноземе – в 1,6-1,7 раза.

Высушивание почв приводит к гораздо более резким изменениям экстрагируемости C и N. Во всех почвах происходит возрастание концентраций Сэкстр в 1,4-6,7 раз и Nэкстр в 1,5-7,1 раз. Наименьшие изменения характерны для почв, имевших низкую полевую влажность (каштановая и все агропочвы).

Предварительная инкубация почвенных образцов перед проведением анализа поразному влияет на концентрации Сэкстр и Nэкстр в свежих образцах и в образцах, хранившихся в замороженном и сухом состояниях. В процессе инкубации свежих образцов наблюдаются тенденции к снижению концентрации Сэкстр и увеличению концентрации Nэкстр во всех почвах. В результате такого изменения концентраций изменяется соотношение между этими формами C и N. Во всех почвах, за исключением каштановой и агроземов текстурно-карбонатных, это соотношение уменьшается, что, очевидно, связано с минерализацией органического вещества, включая дополнительное количество органических соединений азота. В результате, в составе Nэкстр еще больше увеличивается вклад неорганических соединений N.

При инкубации замораживавшихся образцов общая тенденция происходящих изменений аналогична таковой в свежих образцах. Изменение концентрации лабильного углерода не очевидно, тогда как количество лабильного азота возрастает во всех почвах (в среднем в 2 раза). Это свидетельствует о возросшей активности минерализации органических соединений азота.

В процессе инкубации предварительно высушивавшихся образцов концентрация Сэкстр уменьшается во всех почвах (в среднем в 2 раза, однако для многих почв она оставалась в 2-3 раза большей в сравнении с исходной концентрацией в свежих образцах), а азота возрастает (также в 2 раза). Это свидетельствует об активной минерализации азота органических соединений устойчивого (не экстрагируемого) пула.

Только для четырех почв, полевая влажность которых составляла всего 8-13% (каштановая и все агропочвы), концентрация Сэкстр после инкубации высушенных образцов уменьшилась до значений, характерных для свежеотобранных образцов, хотя уменьшение концентрации в этих почвах было наименьшим. Полученные результаты свидетельствуют об активном микробном метаболизме (минерализации) лабильных органических соединений, мобилизовавшихся в почве при ее высушивании, в процессе инкубации образцов, как при 4 °С, так и при 22 °С.

Таблица 1

Характеристика гумусовых горизонтов исследованных почв и концентрации Сэкстр и Nэкстр (мг/кг) в свежих, высушенных и замороженных образцах

Почва	Влажность, %	pH	C, %	N, %	C	N	C	N	C	N	C	N	C	N	C	N
					экстрагируемые											
					свежие		после инкубации		после замораживания		после замораживания и инкубации		после высушивания		после высушивания и инкубации	
Дерново-подзолистая	29	4,3	3,6	0,26	77	9	82	15	128	28	68	38	405	48	193	102
Аллювиальная перегнойно-глеевая	200	5,8	24,7	1,68	148	53	157	72	359	99	175	175	648	149	396	349
Аллювиальная серогумусовая глеевая	40	6,0	5,8	0,50	33	6	28	11	50	16	29	36	174	37	78	80
Серая	28	5,3	2,6	0,30	38	11	33	18	43	24	41	38	227	50	135	131
Темно-серая	31	5,6	5,3	0,48	25	9	19	13	30	20	26	36	167	41	110	122
Агросерая	13	5,7	1,8	0,22	69	123	56	135	59	39	58	41	103	127	60	149
Чернозем глинисто-иллювиальный	36	6,2	5,6	0,45	34	19	28	26	37	36	31	51	228	66	130	135
Чернозем	16	6,1	4,3	0,40	26	5	24	6	22	7	24	10	99	23	44	42
Агрочернозем	12	6,1	3,9	0,37	31	6	26	6	25	6	22	6	51	13	28	19
Каштановая	8	6,9	2,0	0,24	16	5	19	6	21	5	18	6	24	12	15	15
Агрозем текстурно-карбонатный (залежь)	9	7,6	1,7	0,18	19	4	22	4	22	4	23	5	32	9	23	9
Агрозем текстурно-карбонатный	8	7,7	1,7	0,19	30	10	34	11	38	11	37	12	43	15	31	24
Бурозем (сосновый лес)	23	4,7	9,3	0,62	147	13	90	14	161	50	130	59	773	92	410	206
Бурозем (пихтовый лес)	54	5,7	17,7	1,13	205	26	167	40	197	73	158	86	689	129	395	217

Концентрация Nэкстр, напротив, возросла в процессе инкубации высушивавшихся образцов и достигла максимальных значений для всех почв. Таким образом, проведение инкубационных экспериментов по определению активности процессов трансформации азотсодержащих соединений с использованием высушенных почвенных образцов повышает показатели, характерные для функционирования почв при естественной полевой влажности. Результаты эксперимента свидетельствуют о том, что для получения объективной информации о содержании в почвах экстрагируемых С и N необходимо анализировать свежие образцы. В результате хранения и подготовки к ана-

лизу почвенных образцов в разной степени изменяются исходные концентрации С экстр и Nэкстр. Наибольшие изменения проявляются при определении исследуемых значений после высушивания и последующей инкубации образцов.

Литература

1. Austnes K., Vestgarden L.S. Prolonged frost increases release of C and N from a montane heathland soil in southern Norway // Soil Biol. Biochem. 2008. Vol. 40. P. 2540-2546.

2. Mikha M.M., Rice C.W., Milliken G.A. Carbon and nitrogen mineralization as affected by drying and wetting circles // Soil Biol. Biochem. 2005. Vol. 37. P. 339-347.

3. Ананьева Н.Д., Благодатская Е.В., Орлинский Д.Б., Мякшина Т.Н. Методические аспекты определения скорости субстрат-индуцированного дыхания почвенных микроорганизмов // Почвоведение. 1993. № 11. С. 72-77.

4. Макаров М.И., Мулюкова О.С., Малышева Т.И., Меняйло О.В. Влияние высушивания образцов горно-луговых альпийских почв на процессы трансформации соединений азота и углерода // Почвоведение. 2013. № 7. С. 850-859.

УДК 502.51

МИГРАЦИЯ И АККУМУЛЯЦИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЛУПУСТЫННЫХ ЛАНДШАФТАХ ЮЖНОЙ НИЖНЕЙ КАЛИФОРНИИ (МЕКСИКА) ПОД ВЛИЯНИЕМ ГОРНОПРОМЫШЛЕННОГО КОМПЛЕКСА ПО ДОБЫЧЕ ФОСФОРИТОВ

Кузьменкова Н.В.(1), Шумилин Е.Н.(2)

(1) *МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: kouzmenkova@mail.ru*

(2) *Национальный политехнический институт Мексики, Ла-пас, Мексика*

Изучение эколого-геохимической обстановки в окрестностях города Ла-пас (штат Южная Нижняя Калифорния, Мексика) является актуальной задачей в связи с тем, что здесь находится предприятие «РОФОМЕКС» по добыче фосфоритов. На территории исследования проживает порядка 300 тыс. человек. В этой связи проведение работ по оценке существующей экологической ситуации, выявлению экологически опасных тенденций в деятельности горнодобывающего производства, разработке прогнозных сценариев функционирования экосистем, а также мер по реабилитации загрязненных территорий, чрезвычайно актуально. Основные химические элементы загрязнители при добыче фосфоритов традиционно являются фосфор, уран и мышьяк.

Целью работы было определить латеральную и радиальную миграцию тяжелых металлов в пустынных ландшафтах в условиях возможного воздействия горнодобывающей промышленности и оценить экологическую ситуацию региона.

Территория исследования расположена в южной части Калифорнийского полуострова, на западном берегу Калифорнийского залива к северу от города Ла-пас в зоне субтропических пустынь и пустынь. Рельеф района, представленный складчато-глыбовыми поднятиями и впадинами, сформировавшийся под влиянием тектонических явлений и эрозионной деятельности, играет важную роль в перераспределении загрязняющих веществ. Климат субтропический, растительность пустынная и полупустынная. В почвенном покрове преобладают слаборазвитые пустынные почвы.

По классификации А.И. Перельмана, исследуемые геохимические ландшафты относятся к пустыням кальциевого (Ca) и кальциево-натриевого (Ca–Na) класса I и II родов. Биологический круговорот здесь много контрастнее водной и воздушной миграции. Важное значение приобретает миграция легко- и труднорастворимых солей – хлоридов, сульфатов и карбонатов а также процессы засоления и рассоления ландшафтов. На морских побережьях засоление связано с непосредственным влиянием морских солей. Водная миграция элементов в основном происходит в периоды сильных дождей, когда наполняются водой многочисленные сухие русла. Радиальная геохимическая контрастность ландшафтов связана с достаточно резкой механической и физико-химической дифференциацией почвенного профиля. Даже слабое накопление гумуса и мелкозема в верхних горизонтах почв определяет аккумуляцию в них биофилов – N, P и микроэлементов, главным образом комплексообразователей – Y, Zr, Sc и др. на совмещенном биогеохимическом и сорбционном барьерах. Латеральная миграция в целом выражена слабо. Только микроэлементы, участвующие в испарительной концентрации, могут накапливаться в супераквально-аккумулятивных ландшафтах [1].

В ходе полевых работ в мае 2014 г. было отобрано 54 пробы почвы. Исследовано четыре «арройо» (пересохшие русла водотоков, затопляемые в период ливней). Для оценки латеральной дифференциации тяжелых металлов, отбор проб осуществлялся по катене, от автономных ландшафтов к супераквальным. При выборе местоположения точек учитывалась их удаленность от горно-промышленного предприятия по добыче фосфоритов и преобладающее направление переноса воздушных масс. Общая длина каждого исследованного «арройо» составляла от 3-х до 25 километров. Перепад

высот достигал 130 метров. На каждой точке проводилось измерение ширины и глубины «арройо». Точки опробования находились на расстоянии 1 км друг от друга и располагались в самой глубокой части пересохшего русла. Для определения радиальной дифференциации металлов было заложено 6 почвенных разрезов. Пробы представляли собой в основном серый песок различной влажности. Разрезы, отобранные в прибрежной зоне Калифорнийского залива, были обогащены морским материалом (ракушки, другие остатки морских организмов и т.д.). Глубина залегания грунтовых вод небольшая, порядка 30-40 см. В растительности представлены в основном секкуленты.

Содержание химических элементов в пробах определялось методом индуктивно-связанной плазмы после их полного разложения смесью концентрированных кислот. Для оценки внутрипрофильного распределения тяжелых металлов была использована методика Водяницкого [2], которая обеспечивает сравнение распределения различных почвенных показателей в разрезах с различными глубиной и интервалами отбора проб. Особенности латерального распределения элементов определялись на основе коэффициентов латеральной дифференциации L, равных отношению концентраций тяжелых металлов в почвах подчиненных и автономного ландшафтов.

Результаты анализа проб показали, что большинство элементов имеет равномерный тип радиального и латерального распределения. Величины S (коэффициент радиального распределения) варьировались от 0,5 до 0,55. Коэффициент латеральной дифференциации L варьировался от 0,7 до 1,1 для всех изученных элементов.

Абсолютное содержание фосфора варьируется от 0,2 до 1,1%. При этом максимальные значения соответствуют нижним почвенным горизонтам, что указывает на повышенное содержание этого элемента в горных породах и отсутствие радиальной миграции. Содержание урана в почвах варьируется от 1,9 до 8,4 мг/кг.

Подробно рассмотрено распределение тяжелых металлов 1 и 2 класса опасности (свинца, кадмия, цинка, ртути, меди, никеля и мышьяка). Абсолютные содержания Pb на территории исследования соответствуют 7,1 – 12,5 мг/кг; Cd 0,2 – 1,7 мг/кг; Zn 39 – 181; Hg 10 – 150 мг/кг; Cu 9 – 43,7 мг/кг; Ni 4 – 53 мг/кг; As 7,7 – 41,8 мг/кг. Пространственные тренды в распределении тяжелых металлов выражены слабо, их концентрации в импактной зоне и подзоне буферной, удаленной на 10–15 км, разнятся только в 2 раза.

По результатам химических анализов отобранных проб не очевидно влияние горно-промышленного комплекса. Вместе с тем следует отметить, что имеет место обогащение материала дюн полуострова Эль-Моготэ фосфором, его аналогом – металлоидом мышьяком, а также кадмием и ураном. Можно говорить о переносе продуктов природного выветривания фосфоритов посредством «арройос» во время редких обильных дождей юго-западную часть залива Ла-пас. Потом вдоль берега течением до начала полуострова Эль-Моготэ и далее эоловым путем через дюны в северную часть лагуны Ла-пас.

Применяя местные критерии качества [3] для изученных проб, можно констатировать, что потенциально-токсичные элементы, такие как Cd, Cu, Pb и Zn практически не должны оказать негативное воздействие на биоту зоны пробоотбора.

Общие содержания As, Cr и Ni в ряде проб почв незначительно превышают уровни, при которых эти микроэлементы могут оказывать определенный отрицательный эффект на организмы изученной зоны. Тем не менее в целом экологическая обстановка в регионе может быть оценена как удовлетворительная.

Необходимо проводить опробование промплощадки предприятия с целью выявления геохимических аномалий. Планируется создание базы данных о пространственной структуре ландшафтов, эколого-радиохимических свойствах территории исследования, особенностях миграции и накопления тяжелых металлов. В рамках поставленных задач планируется создание серии разномасштабных ландшафтно-геохимических

карт территории в окрестностях города Ла-пас (штат Южная Нижняя Калифорния, Мексика).

Литература

1. Перельман А.И. Геохимия. М.: Высшая школа, 1989. 527 с.

2. Водяницкий Ю.Н. Анализ кривых распределения соединений железа по профилю почвы // Почвоведение. 1991. № 5. С. 29-36.

3. Long E.R., Macdonald D.D., Smith S.L., Calder F.D. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments // Environ. Manag. 1995. Vol. 19. P. 81-97.

УДК 631.47

ОЦЕНКА ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ Г. ОМСКА ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ИЗУЧЕНИЯ КАППАМЕТРИИ И ИХ ВЕЩЕСТВЕННОГО СОСТАВА

Кузьмина Е.Г., Жорняк Л.В., Язиков Е.Г.
Томский политехнический университет, Томск,
e-mail: kuzmina.kuzminaekaterina@yandex.ru

На состояние окружающей среды г. Омска оказывает влияние высокая техногенная нагрузка, обусловленная концентрацией на территории города промышленных производств, включая преимущественно экологически опасные производства.

Особенностью г. Омска является расположение в селитебных районах города большей части промышленных предприятий, границы СЗЗ не всегда соблюдаются, поэтому необходимо постоянно отслеживать состояние компонентов природной среды, в том числе почв, так как они являются долговременной депонирующей средой, которая способна накапливать в себе различные загрязняющие вещества.

Цель исследования – оценка состояния почв в районах размещения промышленных предприятий г. Омска по результатам изучения их вещественного состава и каппаметрии. Задачи: 1) изучить особенности вещественного состава почв, отобранных в районах размещения различных по специфике производства промышленных предприятий; 2) измерить магнитную восприимчивость отобранных проб почв; 3) сравнить полученные значения с результатами изучения фоновых почв.

Предшествующие исследования состояния компонентов природной среды на территории г. Омска проводились В.В. Литау (снеговой покров), А.Л. Мельниковым (почвенный покров), их результаты представлены в монографии «Экология почв территории города Омска» [1]. Е.Н. Трошина изучила загрязнение атмосферы и почв г. Омска тяжелыми металлами. Анализ ранее проведенных эколого-геохимических исследований почв г. Омска свидетельствует о недостаточной изученности вещественного состава почв и магнитной восприимчивости, поэтому необходимы дополнительные исследования.

Для решения поставленных задач было отобрано 66 проб почв на территории г. Омска, 65 из которых – в районах размещения промышленных предприятий г. Омска. Рассматриваемые предприятия располагаются в основном в зоне жилой застройки на территории различных районов города. 1 проба, отобранная в 50 км северо-западнее города в п. Любино, в исследованиях является фоновой в связи с минимальным уровнем техногенной нагрузки на данную территорию (рис. 1). Согласно ГОСТу 17.4.3.01-83, пробы отбирались с учетом направлений ветра, мощности источников выбросов, особенностей городской застройки, результатов ранее проведенных исследований.

Пробоотбор проводился методом конверта в середине лета 2014 г. (июнь-июль) и в начале сентября 2015 г. из верхнего 10-ти см слоя, предварительно очищенного от дернового горизонта, с помощью пробоотборной лопатки (ГОСТ 17.4.2.01-81, ГОСТ 17.4.3.01-83, ГОСТ 17.4.1.02-83, ГОСТ 17.4.4.02-84, ГОСТ 28168-89).

В процессе исследования был изучен вещественный состав проб почв на базе учебно-научной лаборатории электронно-оптической диагностики Международного инновационного образовательного центра (МИНОЦ) «Урановая геология» кафедры геоэкологии и геохимии с использованием бинокулярного стереоскопического микроскопа марки Leica EZ4D со встроенной камерой. Измерение магнитной восприимчивости почв проводилось в лабораторных помещениях кафедры ГЭГХ с использованием Kappameter Model: KT-5.

Детальное изучение вещественного состава проб почв из различных промышленных районов г. Омска и фонового участка (п. Любино) позволило диагностировать частицы как природного, так и техногенного происхождения. В природную составляющую входят минеральные образования и биогенные частицы. Частицы природного происхождения в исследованных пробах представлены преимущественно кварцем различного цвета, карбонатами, сцементированными частицами, а также чешуйками слюды, полевыми шпатами, гидроокислами железа. К техногенным составляющим относятся частицы, полученные при сжигании различных видов топлива, бытового мусора, а также частицы, связанные с различными технологическими процессами на промышленных предприятиях. Частицы техногенного происхождения в исследованных пробах представлены: ферросферами, частицами угля, сажей, золы, кирпичной крошкой, палочковидными полупрозрачными частицами, волокнистыми частицами.



Рис. 1. Карта-схема опробования почв на территории г. Омска

Во всех пробах почв преобладает природная составляющая, в среднем 83,4%, превышение техногенных составляющих над фоном для территории г. Омска от 3 до 9 раз. Максимальный процент природной составляющей приходится на частицы кварца, сцементированные частицы, карбонатные частицы, растительные и биогенные частицы, а максимальный процент техногенной составляющей – на частицы сажи, угля.

Таблица 1

Соотношение техногенной и природной составляющих в пробах почв исследуемой территории, %

Место отбора пробы	Техногенная составляющая	Природная составляющая
Фоновая территория (п. Любино)		
Фон (1)	4,4	95,6
Промышленные предприятия г. Омска		
ФГУП ПО «Полет» (3)	10,2	89,8
ОАО «Омсктрансмаш» (2)	15,5	84,5
ОАО «Техуглерод» (4)	21,5	78,5
ТЭЦ-3 (8)	23,2	76,8
ТЭЦ-5 (4)	31,2	73

Максимальное количество техногенных составляющих по отношению к природным выявлено в районах вблизи Омской ТЭЦ-5 – 28% (сажа, частицы угля, ферросферы,

кирпичная крошка), ОАО «Омский завод технического углерода» – 43% (сажа, частицы угля, ферросферы), ОАО «Омсктрансмаш» – 20% (частицы провололки, сажи, палочковидные частицы), а минимальное – в почвах вблизи ФГУП ПО «Полет» – 9% (синтетические волокна, кирпичная крошка) (табл. 1).

Таблица 2

Среднее значение магнитной восприимчивости почв в районах размещения промышленных предприятий г. Омска

Промышленные предприятия	$\chi \cdot 10^{-5}$ ед. СИ m ± σ (min/max)	Число проб
Советский округ		
ТЭЦ-3	209,4±0,49 (45/793)	9
Нефтеперерабатывающий завод	87,7±0,79 (5/431)	8
ТЭЦ-4	34,3 (33/34)	1
Парк на Королева	36,7 (36/37)	1
ОАО «Омский электродный завод»	54,3 (54/55)	1
Октябрьский округ		
ОАО «Техуглерод»	175,1±1,34 (45/378)	4
ФГУП ПО «Полет»	109,3±0,48 (69/168)	3
ОАО «Омсктрансмаш»	225,3±0,81 (53/398)	2
ЗАО «Омский завод электротоваров»	151,3 (150/152)	1
СТО Ходовкин	65,3 (65/66)	1
ООО «Еврокордхимснаб»	122,3 (122/123)	1
ООО «Прогресс-сервис»	72,7 (72/73)	1
ООО «ОмскАвтоТент»	41 (41/41)	1
Ленинский округ		
Ж/д вокзал	63,7 (63/64)	1
ООО Автосервис	173,4 (170/180)	1
ООО Ремдизель	54,7 (53/56)	1
Центральный округ		
ОАО «Омскводоканал»	77,3 (77/78)	1
ТЭЦ-5	108,8±0,21 (53/163)	4
ООО СибРМ	3,67 (3/4)	1
ОАО «Радиозавод им. А.С. Попова»	99,3 (99/100)	1
Рыбный рынок	41 (46/48)	1
ОАО «Омское машиностроительное конструкторское бюро»	55 (55/55)	1
Ж/д Омск-Северный	40 (40/40)	1
Кировский округ		
Автопрофи55 (техцентр)	78,7 (78/79)	1
Полет-11, гаражно-строительный кооператив	88,8±2,53 (72/111)	2
ОАО «Тепловая компания»	82,7 (83/84)	1
Омский аэропорт	172,1±7,97 (101/336)	5
«Кузнечная мастерская»	154,3 (153/156)	1
ООО «ТехноПром»	237,7 (235/240)	1
ООО Ремонт ж/д ПЧ-22	89 (88/90)	1
ООО «Омский трубный завод»	399,3 (393/406)	1
ООО «Вертикаль»	96 (94/99)	1
г. Омск	76,4±1,47 (3/793)	65
Фон (п. Любино)	32,3 (32/33)	1
г. Томск (Жорняк, 2009) [2]	72,1±3,2 (18.3/124)	61

Примечание: m – среднее значение; σ – стандартная ошибка

В фоновом районе (п. Любино) природная составляющая занимает 95,6% пробы, остальная часть (4,4%) приходится на техногенные компоненты, представленные, в основном, частицами кирпичной крошки и волокнистыми частицами.

Изучением магнитной восприимчивости почв и грунтов фоновых участков и территорий промышленных районов на территории Западной Сибири занимались О.А. Миков (1975, 1999), Е.Г. Язиков (2006) и Л.В. Жорняк (2009) [2]. Результаты измерения магнитной восприимчивости могут использоваться не только в экологических целях для экспрессной оценки загрязненности территории соединениями Fe, Mn, Co, Cr, Ni, V, а также и в других целях, например, для изучения изменений условий осадконакопления, что фиксируется составом магнитных минералов в осадках (Сакаи и др., 2001).

При измерении магнитной восприимчивости проб почв (которая зависит от содержания в пробах ферромагнитных и парамагнитных ионов Fe, Mn, Co, Cr, Ni, TR, а также связана с присутствием магнитных фаз), отобранных в районах расположения различных промышленных предприятий города, средняя величина изменялась от 3,67 до $399{,}3 \cdot 10^{-5}$ ед. СИ (табл. 2). Максимальное значение параметра отмечено в почвах Кировского района вблизи ООО «Омский трубный завод» – $399{,}3 \cdot 10^{-5}$ ед. СИ, минимальное – в почвах Центрального района около ООО СибРМ – $3{,}67 \cdot 10^{-5}$ ед. СИ. Превышение над фоном варьировало от 1 до 12 раз.

Значение магнитной восприимчивости варьирует от 3 до 750. Наибольшее значение магнитной восприимчивости сосредоточено в Октябрьском районе, где расположены такие предприятия, как Омский завод технического углерода, Омсктрансмаш, Омский завод электротоваров. В Кировском районе расположены Омский аэропорт, Омский трубный завод. А в Советском районе наибольшее значение магнитной восприимчивости отмечается вблизи Нефтеперерабатывающего завода, ТЭЦ-3 и ТЭЦ-4 (рис. 2).

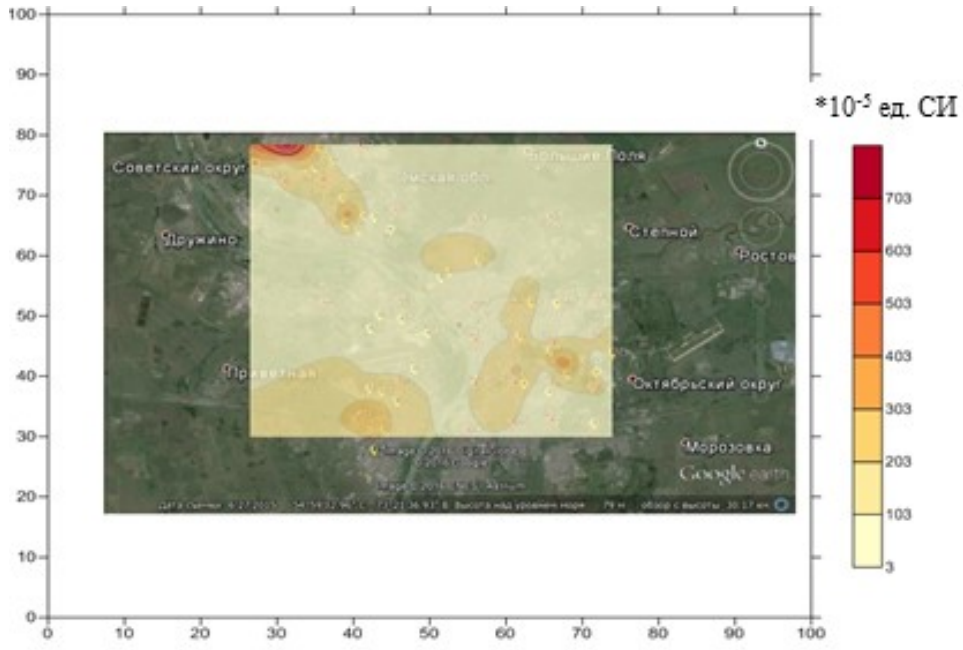


Рис. 2. Схема распределения по площади показателя магнитной восприимчивости почв на территории г. Омска

Таким образом, особенности вещественного состава и магнитной восприимчивости почв отражают специфику промышленных предприятий г. Омска.

Литература

1. Мельников А.Л., Рейнгард Я.Р. Экология почв территории города Омска. Омск: Изд-во ФГОУ ВПО ОмГАУ, 2006. 144 с.

2. Язиков Е.Г., Таловская А.В., Жорняк Л.В. Оценка эколого-геохимического состояния территории г. Томска по данным изучения пылеаэрозолей и почв. Томск: Изд-во ТПУ, 2010.

УДК 502.1

ТЕХНОГЕННЫЕ ЛАНДШАФТЫ БАШКИРСКОГО ЗАУРАЛЬЯ: РТУТНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ

Кулагин А.Ю.(1), Кутлиахметов А.Н.(2)

(1) *Уфимский институт биологии РАН, Уфа, e-mail: coolagin@list.ru*

(2) *Башкирский государственный педагогический университет имени М. Акмуллы, Уфа, e-mail: azat56@yandex.ru*

В пределах Зауралья золото добывается более 200 лет. Для извлечения Au амальгамированием традиционно использовалась металлическая ртуть, которая аккумулировалась в хвостах и эфельных отвалах бегунных золотоизвлекательных фабрик и поступала из них в окружающую среду (ОС). Ртуть является характерным сопутствующим компонентом руд золотых и колчеданных месторождений, широко распространенных в районе.

Исследования проводились в различных ландшафтах Башкирского Зауралья в зоне воздействия горнодобывающих и золотоизвлекательных предприятий на 6 участках золотодобычи прошлых лет, в том числе на промплощадке Башкирской золотодобывающей Компании (БЗК), перерабатывающей золотосодержащие руды методом кучного выщелачивания. Образцы отбирались из: коренных пород, техногенных грунтов (эфеля, хвосты), почв, донных отложений, почвенного воздуха (ртутометрическая съемка), воды (обработано 2742 пробы). Анализы проб пород, грунтов, почв, донных отложений на содержание валовой Hg выполнены на газортутном анализаторе АГП–01. Полученный материал обработан статистическими методами с использованием пакета Microsoft Excel.

Профилирующими типами для района являются Cu–Zn–колчеданное и Au оруденения. Колчеданные месторождения (Учалинское, Ново-Учалинское, Озерное, Западно–Озерное) генетически связаны с рудовмещающими девонскими вулканогенными формациями. Золоторудные месторождения района подразделяются на золото–кварцевые, золото–кварц-сульфидные, золото–сульфидные и золото–полиметаллические. Au в первых двух типах месторождений, в основном, в самородной форме, а в двух последних – в виде примеси в сульфидах. Учалинский рудный район является одним из основных золотоносных районов Урала, в котором золотодобыча началась в начале XIX века: разрабатывались многочисленные россыпи Au по р. Миасс, Уй, Урал и их притокам. Затем стали разрабатываться и коренные месторождения Au, основными из которых являются месторождения Буйдинского, Миндякского и Ильинского рудных полей. Кроме того, в районе известны месторождения Mn, Cr, декоративных и технических яшм, стройматериалов (гранит, известняк, глины и др.). Наиболее крупные техногенные ландшафты выделяют в г. Учалы, п. Миндяк, п. Мансурово и их окрестностях. Техногенные ландшафты отработанных золотых россыпей расположены в виде узких полос по долинам р. Миасс, Уй, Урал и их многочисленных притоков.

Ртуть постоянно присутствует в повышенных концентрациях в рудах колчеданных месторождений и образует протяженные ореолы около их залежей. Содержания Hg в рудах варьируют в широком диапазоне: от 1 до 250 г/т и зависит от минерального состава руд. Наиболее низкие содержания установлены в серно-колчеданных рудах – 1–10 г/т, заметно выше – в медно-колчеданных – в среднем около 6–10 г/т и резко повышаются в медно-цинковых и цинковых рудах – в среднем 20–30 г/т. Такая дифференциация Hg по типам руд обусловлена различным уровнем содержания в них основных минералов–концентраторов Hg: сфалерита и блеклых руд, концентрация Hg в которых достигает 0,3–0,5%, составляя в среднем 0,2%. В колчеданных рудах известны и собственные минералы Hg: киноварь и колорадоит, но их роль в общем балансе Hg ничтожна. Характерно высокое накопление Hg (до 80 г/т) в зоне окисления колчеданных месторождений, где она находится в металлическом виде.

Практически вся Hg, извлекаемая из недр с колчеданными рудами, переходит в концентраты и вывозится в их составе на переплавку за пределы района, и только небольшое ее количество (до 5% общей массы) остается в хвостах и складируется в хвостохранилище ГОКа. Поскольку температуры в технологическом цикле переработки руд на обогатительной фабрике не превышают 100^0C, а температуры возгонки Hg из ее основных концентраторов – сфалерита и блеклых руд – составляют 400–600^0C (из пирита > 600^0C), то Hg не поступает в атмосферу. Это подтверждено данными измерений концентраций паров Hg на промплощадке ГОКа и территории г. Учалы.

Таким образом, техногенная «колчеданная» Hg не может рассматриваться как источник ртутного загрязнения ОС. Вместе с тем, высокие содержания Hg в хвостах указывают на потенциальную экологическую опасность хвостохранилища как источника локального ртутного загрязнения. Большее значение в поступлении Hg в ОС могут иметь отвалы карьеров и подземных рудников, разрабатывающих колчеданные месторождения, в которых накапливаются рудовмещающие слабо минерализованные породы с аномальными (ореольными) содержаниями Hg. Ртуть может поступать из них в ландшафты в результате воздушной и водной миграции. Однако, пока заметного повышения концентраций Hg в компонентах ландшафтов в связи с хвостохранилищем, обогатительной фабрикой УГОКа и отвалами колчеданных месторождений не установлено.

Ртуть в аномальных (на один-два порядка более низких, чем в колчеданных месторождениях) содержаниях установлена на золоторудных месторождениях всех типов и в их ореолах. Степень концентрации Hg в них варьирует: относительно низкие содержания (до 0,n г/т) характерны для золото-кварцевых и золото-сульфидно-кварцевых месторождений, а более высокие (до n г/т) – для золото-сульфидных и, в особенности, золото-полиметаллических.

Подтверждением определяющего значения амальгамации при золотодобыче прошлых лет как первоисточника загрязнения ОС служит то обстоятельство, что на промплощадке БЗК, где в настоящее время переработка ртутьсодержащих Au руд ведется методом кучного выщелачивания, ртутное загрязнение ОС практически не проявлено.

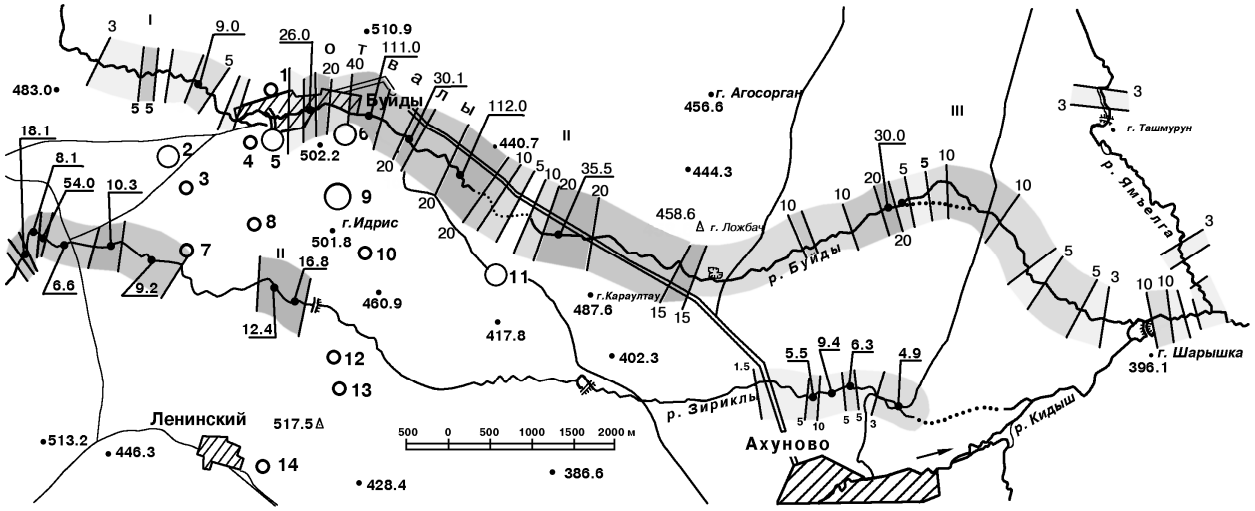
Применение амальгамации Au при золотодобыче в Учалинском районе в период 1823–1995 гг. привело к значительному поступлению Hg в ОС. Учитывая, что расход Hg при амальгамировании составляет порядка 1,5 кг на 1 кг добываемого Au, а общий объем добытого Au превышает 40 т (в т.ч. 29 т до 1917 г.), в ОС поступило около 70 т техногенной Hg. , которая прочно удерживается грунтами, почвенным покровом и донными отложениями водоемов и водотоков.

Районный геохимический фон (ГФ) Hg в породах составляет 30 мкг/кг, в почвах – 40 мкг/кг и донных отложениях водотоков – 12 мкг/кг. Для атмосферного воздуха как фоновые приняты содержания 2 пг/л. Содержания Hg в исследованных водах ниже порога ее обнаружения – 0,01 мкг/л при использованном методе анализа.

Проведены исследования донных отложений рр. Буйды, Зириклы и Ямъелга и почв на эфельных отвалах и вблизи них в п. Буйда (рис.). Для донных отложений р. Ямъелга характерны околофоновые содержания Hg, и только в 2 точках они аномальные (3,7 и 5 ГФ). Это согласуется с отсутствием рудопроявлений и россыпей Au в бассейне реки. Практически непрерывный поток рассеяния Hg, приблизительно более 12 км (его восточное продолжение в отложениях р. Кидыш не оконтурено), установлен в донных отложениях р. Буйды. Его техногенным источником являются эфельные отвалы бегунной фабрики в пос. Буйда. В развитых на них почвах концентрации Hg резко повышены – до 0,69 мг/кг (16,5 ГФ), а в атмосферном воздухе на месте бывшей бегунной фабрики составляют 61 пг/л (30 ГФ). Максимальных значений достигают концентрации Hg в донных отложениях реки непосредственно вблизи отвалов – 1,34 мг/кг

(112 ГФ). Вниз по течению содержание Hg в донных отложениях в целом понижается, но неравномерно – в зависимости от уклона русла реки, повышаясь на участках его выполаживания и, соответственно, накопления илистых осадков. Высокоаномальные содержания Hg (до 10 ГФ) отмечаются и в донных отложениях р. Кидыш, в ее наиболее изученной восточной части.

Причинно-пространственная связь Буйдинского потока рассеяния Hg с размывом эфельных отвалов подтверждается резким понижением содержаний Hg в отложениях выше отвалов по течению. Среднее содержание Hg здесь составляет 2,7 ГФ, а максимальное – 6 ГФ, хотя выше в р. Буйды по отводному каналу поступают подотвальные воды Учалинского рудника. Последнее свидетельствует о низком уровне содержаний Hg в этих водах.



Условные обозначения: месторождения и рудопроявления: 1 – Калкан, 2 – Ново–Тимофеевское, 3 – Воронцовское, 4 – Октябрьское, 5 – Старо–Тимофеевское, 6 – Асфандьяровское, 7 – Ганеевское, 8 – Арслановское, 9 – Ураган–Идрис, 10 – Пик–Тау, 11 – Пучковское, 12 – Воронцовское пр, 13 –Старо–Жураковское, 14 – Ленинское

Рис. Буйдинский участок. Потоки рассеяния ртути в донных отложениях рек Буйды, Зириклы, Ямъелга (в ГФ)

В донных отложениях р. Зириклы (рис.) установлено 3 интервала с аномальными содержаниями Hg. Относительно протяженный (2,5 км) и интенсивный (до 54 ГФ) поток выявлен в западной части участка за пределами Буйдинского рудного поля. Он пространственно сопряжен с комплексными (с Hg) геохимическими аномалиями в породах и почвах. Второй локальный (0,6 км) интенсивный (до 12,4 ГФ) поток фиксирует также продолжение рудной зоны Ураган–Идрисовского месторождения Au. В 6 км ниже по течению от этого потока установлен третий достаточно протяженный (1,7 км) и менее интенсивный (до 9,4 ГФ) поток Hg. На его участке отсутствуют проявления рудной минерализации и геохимические аномалии в коренных породах. Поэтому его формирование следует связывать с аккумуляцией обогащенных Hg тонких осадков, выносимых с площади Буйдинского рудного поля, вследствие резкого выполаживания русла р. Зириклы при ее выходе на предгорную равнину. Отсутствие признаков связи потоков рассеяния Hg, установленных по р. Зириклы, с техногенными источниками и их явная сопряженность с рудоносными зонами и рудогенными геохимическими аномалиями в породах и почвах указывает на рудогенную природу этих потоков. От Буйдинских техногенных потоков они контрастно отличаются меньшей протяженностью (до 2,5 км), прерывистым распространением и, в целом, более низкой интенсивностью.

В результате проведенных исследований установлено:

1. Техногенная Hg, связанная с разработкой золотых месторождений, является одним из источников ее поступления в ландшафты района и основным источником локального ртутного загрязнения окружающей среды. Наиболее интенсивным техногенным источником Hg являются отвалы золотоизвлекательных фабрик, перерабатывавших золотые руды с применением амальгамации.

2. Наиболее крупными техногенными аномалиями являются потоки рассеяния Hg в донных отложениях водотоков и озер. Техногенные аномалии Hg в почвах локальны и формируются на участках разработки месторождений и переработки золотых руд с применением метода амальгамации.

3. Аномалии содержания Hg в водах не установлены, а в атмосферном воздухе имеют низкую интенсивность и фиксируются в местах переработки золотых руд. Практическое отсутствие аномалий в транзитных средах при интенсивном накоплении Hg в долговременно депонирующих средах отражает регрессивную остаточную природу техногенных ртутных аномалий.

4. В связи с практическим отсутствием природного и локальным проявлением экологически опасного техногенного ртутного загрязнения (установленных в п. Буйда, Ильинка) общая экологическая обстановка в регионе в отношении ртутного загрязнения оценивается как относительно удовлетворительная.

УДК 631.41

ЭЛЕМЕНТЫ ПЛАТИНОВОЙ ГРУППЫ В ПОЧВАХ ЮГО-ВОСТОЧНОГО ОКРУГА Г. МОСКВЫ

Ладонин Д.В.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: ladonin@inbox.ru

К элементам платиновой группы (ЭПГ, платиноидам) относят рутений (Ru), родий (Rh), палладий (Pd), осмий (Os), иридий (Ir) и платину (Pt). До начала развития высокотехнологичных отраслей промышленности во второй половине XX в. главными областями применения ЭПГ были ювелирная промышленность и изготовление монет. Это не требовало больших объемов добычи и практически не приводило к загрязнению окружающей среды. В настоящее время ситуация коренным образом изменилась, так как ЭПГ во все возрастающих объемах используются в различных отраслях промышленности. Это вызвало растущее загрязнение окружающей среды в связи с поступлением в различные компоненты биосферы ЭПГ в количествах, на порядки превышающих их природные фоновые содержания. Поэтому изучение ЭПГ в почвах и особенностей техногенного загрязнения почв ЭПГ представляет большой научный интерес.

Элементы платиновой группы встречаются в месторождениях никелевых, медных и железных руд [1] и, следовательно, могут поступать в почвы с выбросами металлургических предприятий. Однако эти источники загрязнения почв данными элементами сегодня не являются основными. Использование элементов платиновой группы увеличивается год от года и, в первую очередь, это связано с автотранспортом. Платина, палладий и родий являются наиболее важными элементами из группы ЭПГ, так как именно эти элементы входят в состав каталитических нейтрализаторов выхлопных газов и в настоящее время являются загрязняющими веществами, содержание которых в природных объектах растет высокими темпами.

Установка на автомобили с бензиновыми двигателями каталитических нейтрализаторов выхлопных газов, содержащих ЭПГ, началась в США в 1975 г., а в Европе – в 1986 г.

Нейтрализаторы для дизельных двигателей стали применять в странах Евросоюза с 1991 г. Начиная с 1993 г., каталитические нейтрализаторы в обязательном порядке устанавливают на всех автомобилях, произведенных в Евросоюзе.

В процессе использования каталитических нейтрализаторов под действием потока выхлопных газов и высокой температуры происходит отрыв частиц, содержащих ЭПГ, и, как следствие, их поступление в окружающую среду в виде аэрозолей, которые осаждаются на поверхности дорог и окружающих территорий.

Цель исследования – оценить возможность прямого (без концентрирования и отделения матрицы) определения ЭПГ в почвах и уличной пыли Юго-Восточного административного округа (ЮВАО) г. Москвы.

Задачи: 1. Изучить валовое содержание ЭПГ в почвах. 2. Определить валовое содержание ЭПГ в уличной пыли. 3. Рассчитать элементные отношения ЭПГ в почвах и уличной пыли и сравнить их с литературными данными для выявления возможных источников поступления техногенных соединений ЭПГ в почвы.

ЮВАО – одна из самых экологически неблагоприятных территорий Москвы: его значительная часть занята промышленными зонами, а географические и климатические особенности способствуют поступлению на его территорию загрязняющих веществ из других округов города [2].

На территории округа в зонах различного назначения (пустыри около промышленных предприятий, газоны вдоль автомобильных и железных дорог, благоустроен-

ные скверы, дворы жилых домов) методом «конверта» отбирали смешанные пробы почв из слоя 0-10 см (36 шт.). 36 проб уличной пыли были отобраны рядом с местами отбора почвенных проб с поверхности краевых частей автомобильных дорог и тротуаров, куда пыль переносится под действием ветра и поверхностного стока.

Для определения валового содержания ЭПГ в пробах почв и уличной пыли проводили их полное кислотное разложение. Использовали смесь фтористоводородной, азотной и соляной кислот высокой степени чистоты. Разложение проводили в лабораторной микроволновой печи Ethos One (Milestone) с сегментированным автоклавным ротором среднего давления при температуре 200 °С.

Концентрации рутения, родия, палладия, иридия и платины в растворах, полученных после кислотного разложения, определялись на масс-спектрометре 7500a ICP-MS (Agilent Technologies). Прибор был настроен для анализа растворов с высокой суммарной концентрацией матичных компонентов [3].

В табл. 1 и 2 представлены результаты определения валового содержания ЭПГ в почвах и в уличной пыли. Изученные элементы четко разделяются на две группы.

Таблица 1

Валовое содержание ЭПГ в почвах ЮВАО г. Москвы, мг/кг

Элемент	Ru	Rh	Pd	Ir	Pt
Среднее	0,0016	0,0088	0,0418	0,0096	0,0917
Медиана	0,0016	0,0067	0,0342	0,0095	0,0885
Минимум	0,0007	0,0005	0,0034	0,0039	0,0063
Максимум	0,0024	0,0293	0,1122	0,0139	0,1839
Ст. откл.	0,0006	0,0071	0,0287	0,0025	0,0516
Кларк [4]	0,0001	0,0001	0,0150	0,0010	0,0050

В первой группе находятся рутений и иридий. Статистические параметры содержания этих элементов в почвах и уличной пыли ЮВАО дают основание предположить, что загрязнение ими данных объектов незначительно и носит случайный характер. Содержание этих элементов (особенно рутения) находится на уровне (а в некоторых пробах – ниже) нижней границы диапазона определяемых прямым методом ИСП-МС концентраций, и, следовательно, отягощено значительной погрешностью. Во вторую группу входят родий, палладий и платина – основные компоненты каталитических нейтрализаторов выхлопных газов. Содержание этих элементов в большинстве проанализированных проб почв и уличной пыли ЮВАО многократно превышает кларковый уровень, отличается сильным варьированием и ассиметричным частотным распределением. Это позволяет сделать вывод о том, что почвы и уличная пыль ЮВАО испытывают весьма сильное (по сравнению с кларками) загрязнение Rh, Pd и Pt.

Таблица 2

Валовое содержание ЭПГ в уличной пыли ЮВАО г. Москвы, мг/кг

Элемент	Ru	Rh	Pd	Ir	Pt
Среднее	0,0016	0,0179	0,0708	0,0039	0,1580
Медиана	0,0016	0,0133	0,0517	0,0043	0,1326
Минимум	0,0007	0,0027	0,0077	0,0016	0,0124
Максимум	0,0022	0,0545	0,2253	0,0062	0,3566
Ст. откл.	0,0004	0,0142	0,0527	0,0013	0,1068

Как отмечается в литературе [5], для городов с высокой автотранспортной нагрузкой характерно существенное превышение содержания Rh, Pd и Pt в пробах уличной пыли над их содержанием в почвах. Для почв ЮВАО эта закономерность в целом соблюдается, однако она не является столь ярко выраженной. Среднее содержание ро-

дия, палладия и платины в уличной пыли ЮВАО в два раза выше, чем в соответствующих почвах.

Сравнительно небольшая разница между содержанием ЭПГ в почвах и в уличной пыли ЮВАО может быть связана с несколькими причинами. Во-первых, загрязнение почв Москвы ЭПГ пока еще не достигло уровня, характерного для европейских городов, где массовое использование каталитических нейтрализаторов выхлопных газов началось раньше. Во-вторых, на полученные результаты не могут не влиять местные особенности образования уличной пыли, ее возраст, возраст поверхностного слоя городских почв, откуда отбирали пробы и особенности их отбора.

Обращает на себя внимание достаточно тесная корреляционная связь между содержанием Rh, Pd и Pt в почвах и в уличной пыли (табл. 3). Это может говорить о том, что поступление в почву этих элементов происходит преимущественно из одного источника, которым являются выбросы автотранспорта. При этом доля техногенных соединений ЭПГ настолько велика, что природное варьирование почти не оказывает влияния на наблюдаемую связь.

Таблица 3

Коэффициенты корреляции *r* между содержанием ЭПГ в почвах и в уличной пыли

ЭПГ	Ru	Rh	Pd	Ir	Pt
r	0,1	0,76	0,91	0,40	0,90

В отличие от основных компонентов каталитических нейтрализаторов выхлопных газов, содержание в почвах и уличной пыли рутения и иридия не имеет выраженной связи. В данном случае мы наблюдаем преимущественно природное варьирование содержания этих элементов, усложненное высокой аналитической погрешностью их определения.

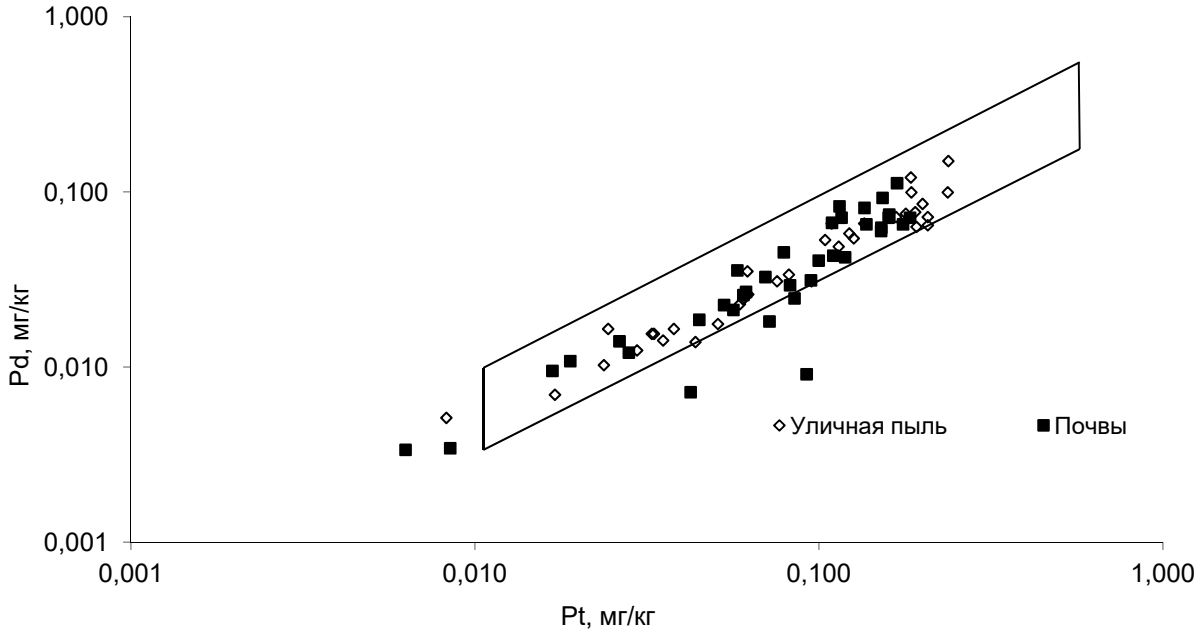


Рис. 1. Элементные отношения Pt/Pd в почвах и уличной пыли ЮВАО. Выделенная область соответствует выбросам автомобилей с каталитическими нейтрализаторами выхлопных газов (по [6])

Элементные отношения Pt/Pd и Pt/Rh приведены на рис. 1 и 2, куда нанесены области, соответствующие элементным отношениям ЭПГ, присутствующих в выхлопных газах автотранспорта (по литературным данным). Элементные отношения, получен-

ные для почв и уличной пыли, очень близки. Это говорит о том, что оба объекта загрязняются ЭПГ от одного источника, причем это современное загрязнение, продолжающееся в настоящее время.

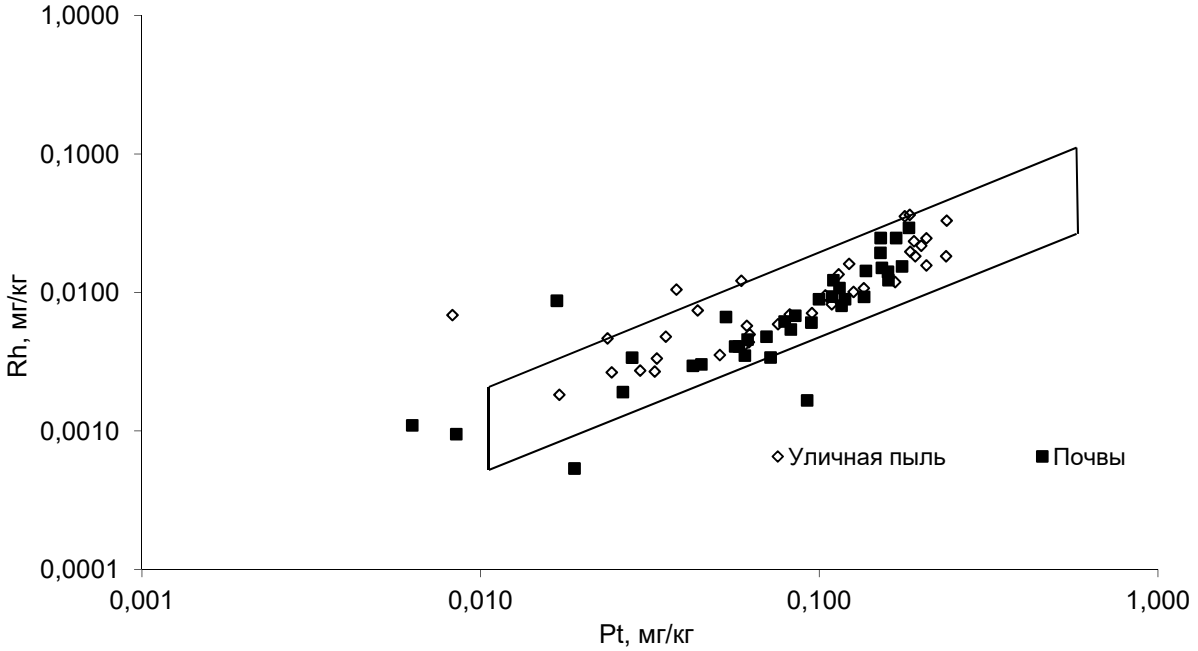


Рис. 2. Элементные отношения Pt/Rh в почвах и уличной пыли ЮВАО. Выделенная область соответствует выбросам автомобилей с каталитическими нейтрализаторами выхлопных газов (по [6])

Таким источником на территории ЮВАО г. Москвы может быть только автотранспорт. Действительно, полученные нами данные в подавляющем большинстве случаев находятся в области, соответствующей элементным отношениям, характерным для выбросов автомобильных двигателей, снабженных каталитическими нейтрализаторами выхлопных газов.

Литература

1. Ravindra K., Bencs L., Van Grieken R. Platinum group elements in the environment and their health risk // The Science of the Total Environment. 2004. Vol. 318. P. 1-43.

2. Пляскина О. В., Ладонин Д. В. Загрязнение городских почв тяжелыми металлами // Почвоведение. 2009. №7. С. 877-885.

3 Ладонин Д.В., Пляскина О.В., Кучкин А.В., Коваль Е.В. Методика выполнения измерений массовой доли элементов в твердых минеральных объектах методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой на масс-спектрометре Agilent ICP-MS 7500. (ФР 1.31.2009.06787) М.: МГУ, 2009. 56 с.

4. Greenwood N.N., Earnshaw A. Chemistry of the elements. Oxford: Pergamon Press, 1989. P. 1242-1363.

5. Whiteley J.D. Seasonal Variability of Platinum, Palladium and Rhodium (PGE) Levels in Road Dust and Roadside Soils, Perth, Western Australia // Water, Air and Soil Pollution. 2005. Vol. 160. P. 70-93.

6. Ely J.C., Neal C. R., Kulpa C.F., Schneegurt M.A., Seidler J.A. Jain J.C. Implications of platinum-group element accumulation along U.S. roads from catalytic-converter attrition // Environ. Sci. Technol. 2001. Vol. 35. P. 3816-3822.

УДК 543.3

ОЗЕРНЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ КАК ИНДИКАТОР АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Ларина Н.С., Фахрутдинова Л.К., Ларина Е.С., Абрамова М.А., Симоненко А.С.
Тюменский государственный университет, Тюмень, e-mail: nslarina@yandex.ru

В последние годы при мониторинге водных объектов, изучении динамики их развития и оценке степени антропогенного воздействия на водный объект все чаще используют послойный анализ донных отложений [1-3]. Особенно важной эта информация становится при отсутствии данных по мониторингу вод в предыдущий период.

Целью данной работы являлось установление особенностей геохимического состава донных отложений озер для установления динамики изменения антропогенной нагрузки, характера и источников загрязнения на примере некоторых городских водных объектов Тюмени.

В качестве объектов мониторинга были выбраны несколько озер различного происхождения, расположенных на территории города и активно используемых жителями города для отдыха. Для осуществления комплексного мониторинга одновременно производился отбор воды и колонки донных отложений, а также прибрежных почв [4]. На нескольких исследуемых озерах ранее проводился мониторинг воды в течение ряда лет, что позволило сопоставить данные, получаемые при анализе вод и послойном анализе донных отложений [5].

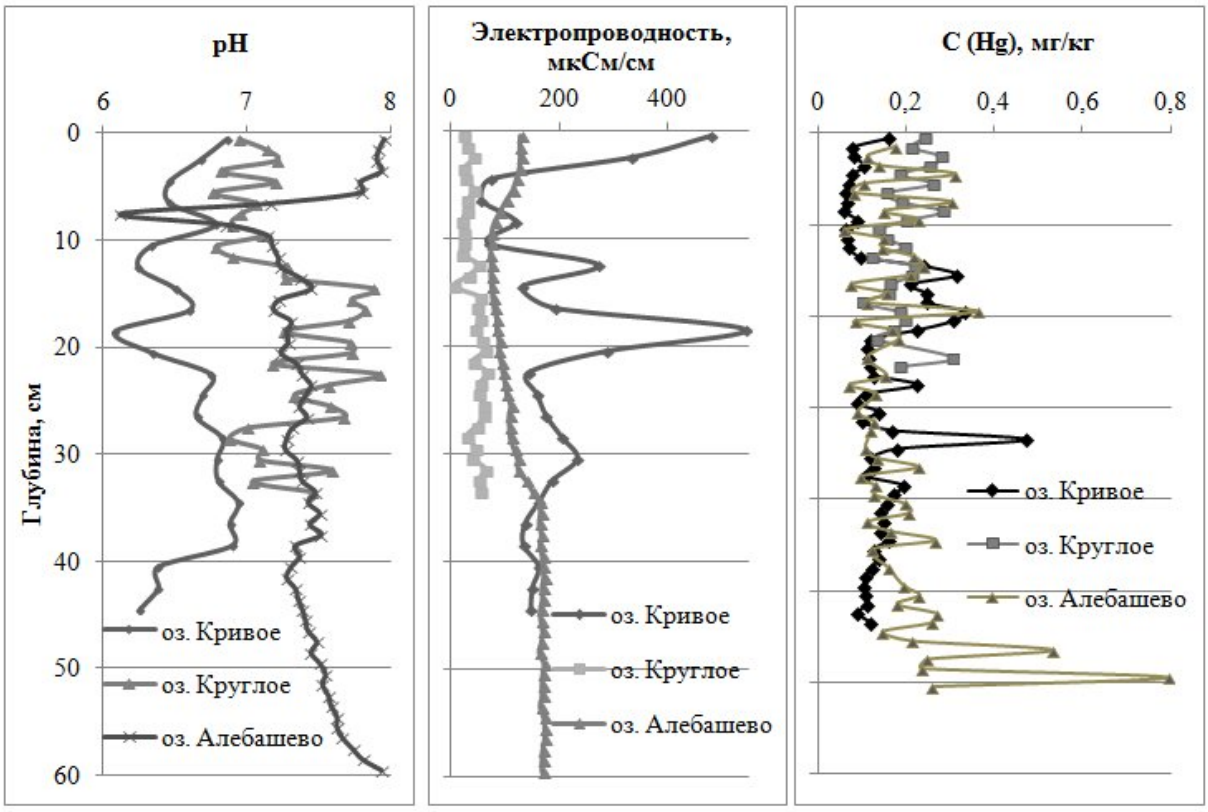


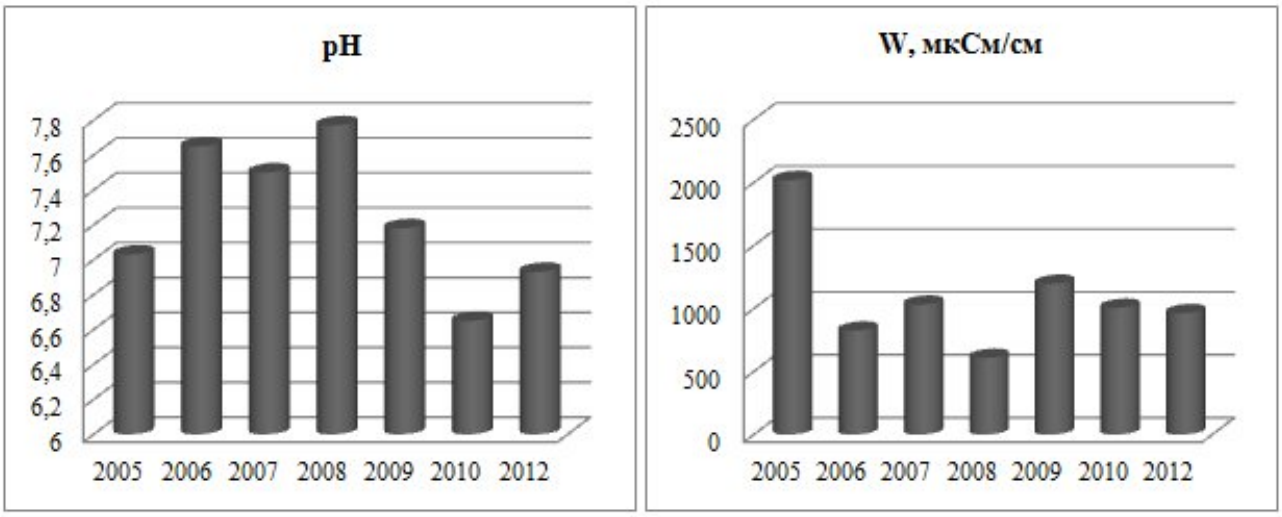
Рис. 1. Распределение pH (а), электропроводности (б) и валового содержания ртути (в) в донных отложениях исследованных озер

В отобранных пробах были определены некоторые общие геохимические показатели (гранулометрический состав; pH и электропроводность водной вытяжки, ППП),

содержание ряда металлов. В качестве примера рассмотрим геохимические особенности трех городских озер, расположенных в разных частях города – оз. Алебашево, Круглое, Кривое, которые могут быть отнесены к пойменным озерам р. Тура.

Изучение распределения pH и электропроводности водных вытяжек донных отложений по глубине колонок исследованных озер показано на рис. 1.

Из рисунка видно, что в целом во всех исследованных озерах величина pH варьирует в интервале 6÷8 единиц pH, только в оз. Круглое интервал изменений уже от 6 до 7 единиц pH, хотя даже в этом озере распределение pH по глубине колонки неравномерно. Наиболее стабильные значения наблюдаются на глубинах 20-40 см. В настоящее время наблюдается некоторое увеличение pH, которое в настоящее время приближается к 7. Распределение величины pH в водной вытяжке из донных отложений весьма неоднородно и на глубинах 15-35 см близко к 7,5. На глубине 10-12 см произошло значительно смещение pH в более кислую область, в верхних 10 см составляет около 7 ед. pH. Еще более неравномерный характер распределения pH наблюдается в колонке донных отложений оз. Алебашево, в котором на глубинах 10-60 см величина pH изменяется незначительно, со слабо выраженным трендом в более кислую область: от 8 до 7 ед. pH. На глубине 8-10 см величина pH на относительно короткий промежуток времени снижается еще на единицу. С учетом скорости накопления осадков в озерах данного региона, которая составляет 2,5-3 см, это произошло 30-40 лет назад. На глубине 6-8 см величина pH произошло столь же быстрое возвращение pH в более щелочную область и в верхних 6 см (последние 20-25 лет) колонки находится на уровне 8 ед. pH и практически не изменяется. Сравнение данных, полученных при анализе водной вытяжки из донных отложений оз. Алебашево, и результатов мониторинга вод в 2005-2012 гг. (рис. 2а) свидетельствует, что величина pH сопоставима и изменялась незначительно.



а б

Рис. 2. Значения pH (а) и электропроводности (б) в пробах воды в озере Алебашево

Анализ характера распределения величины электропроводности в водной вытяжке из слоев донных отложений (рис. 1б) показывает существенное различие в минерализации вод в исследованных озерах Алебашево и Круглое мало изменяется с глубиной. Относительная стабильность величины минерализации характерна и для минерализации вод (рис. 2б). При этом можно отметить, что электропроводность воды и водной вытяжки их донных отложений значительно различаются. Более сложный характер распределения pH наблюдается в донных отложениях озера Кривое. Данное озеро является старицей, образовавшееся в результате изменения русла р. Тура. На

глубине 35-45 см величина электропроводности имела относительно невысокое значение, и мало изменялось с глубиной. На глубине 30 см (100-120 лет назад) наблюдается небольшой максимум в значении электропроводности, можно предположить, что это связано как раз с периодом формирования озера, сообщение с рекой прекратилось, что привело к некоторому росту минерализации вод и, как следствие, к росту минерализации осадков. Кроме того, формирование озера, вероятно, связано с более теплым и засушливым периодом. Аномально высокий рост электропроводности наблюдается на глубине 18 см (около 70 лет назад). В этот период на данной территории проводились активные работы по поиску нефтяных месторождений, и попутно было открыто значительное количество подземных источников высокоминерализованных горячих вод. В частности, вблизи данного озера такая скважина была пробурено, что вероятно сопровождалось сбросом значительного количества высокоминерализованных вод и обусловило их попадание в озеро. Воздействие имело кратковременный характер, т.к. после этого скважина была законсервирована и длительное время после этого не использовалось. Это позволило озеру относительно быстро восстановить исходной состояние, что отражается к возвращению электропроводности к исходным значениям. Менее значимый пик электропроводности наблюдается на глубине 12 см (около 40 лет назад), когда данный источник начал неорганизованно использоваться населением для оздоровления. В верхних 6 см (последние 20-25 лет) донных отложений наблюдается достаточно резкий рост электропроводности водной вытяжки донных отложений, величина которой достигла значений, наблюдаемых 70 лет назад. В этот период на берегу озера была построена база отдыха, использующая круглогодично воду горячих минеральных источников в бассейнах. Вероятно, база отдыха производит регулярный сброс минеральных вод в озеро, что приводит к его очень существенному засолению. Аналогичные результаты были получены при мониторинге вод данного озера.

Определение валового содержания ртути в донных отложениях показало, что содержание данного металла в донных отложениях относительно невелико и не превышает ПДК, хотя изменение содержания металла происходит периодически, но особое внимание обращает высокое содержание ртути в нижней части колонки донных отложений в оз. Алебашево. Причина такого скопления металлов в нижней части разреза не очевидна и требует дополнительных исследований.

Таким образом, исследования донных отложений позволяют получить интегрированные по времени средние значения загрязняющих веществ, реконструировать в историческом плане условия их формирования и качество поверхностных вод, основываясь на определении фоновых значений содержания различных элементов в отложениях и изменений их поступления в течение длительного времени.

Например, по геохимическим показателям озера Алебашево можно выделить ряд закономерностей. На глубине 10-60 см – ПП и pH практически не изменяются, для электропроводности этот глубинный интервал можно разделить на 2 периода: глубина 35 – 60 см – электропроводность водной вытяжки изменяется незначительно; глубина 10-35 см – период характеризуется стремительным уменьшением электропроводности, что можно связать с изменением ионного состава водоема, его распреснением в этот период времени. Это может быть связано с большим количеством осадков и высоким уровнем вод в озере и реке Тура. Верхний слой донных отложений (0-10 см) характеризуется однозначным ростом всех геохимических показателей. Анализ полученных зависимостей по распределению тяжелых металлов в толще донных отложений также позволяет выделить несколько периодов их накопления: глубина 60-22 см характеризуется постепенным уменьшением концентрации Fe и Zn, увеличением содержания Mn и Cu и уменьшением концентрации Ni; глубина 22-15 см– практически постоянными значениями содержания Zn и увеличением концентраций других метал-

лов; глубина 15-0 см – концентрации Fe и Zn постепенно уменьшаются, содержание остальных металлов остается постоянным.

Распределение содержания свинца и кадмия отличается от вышеописанных металлов. Кадмий появляется в разрезе только на глубине 20 см и его содержание начинает резко увеличиваться по мере приближения к поверхностному слою. Эта глубина также характеризуется началом резкого накопления свинца в толще донных отложений исследуемого озера. Особо резко увеличилась концентрация свинца в озере Алебашево (если в 2006 г. она не превышала значения ПДК, то к 2012 г. концентрация превышена уже в 13 раз) и железа. Одной из причин такого резкого увеличения содержания свинца может являться открытие и ежегодное проведение дрифтовых гонок на озере Алебашево в зимний период времени. Как следствие этого – слив масла на лед и засорение акватории автопокрышками, фильтрами, сломанными бамперами и канистрами. Другой причиной может являться сброс в озеро городского снега. Причиной увеличения количества железа также, вероятно, является усилившееся антропогенное воздействие.

Полученные данные позволяют утверждать, что послойный мониторинг донных отложений дает более полное представление о состоянии и развитии водных объектов и позволяет с существенно большей достоверностью судить об изменении антропогенной нагрузки в индустриальный период, оценивать ее интенсивность. Данные метод имеет преимущество и с точки зрения оценки возможного вторичного загрязнения водных объектов из донных отложений, так как позволяет избежать усреднения пробы при отборе проб дночерпателем [6], что часто искажает результаты и не всегда отражает реальное состояние водного объекта. Особый интерес в этом плане представляет определение форм нахождения элементов, характеризующих доступность элементов.

Работа выполнена по программе гранта РФФИ, проект № 14-05-00956.

Литература

1. Моисеенко Т.И., Гашкина Н.А. Формирование химического состава вод озер в условиях изменения окружающей среды. М.: Наука, 2010. 268 с.

2. Даульвальтер В.А. Оценка токсичности металлов, накопленных в донных отложениях озер // Водные ресурсы. 2000. Т. 27. № 4. С. 469-476.

3. Морозова Н.В., Ларина Н.С., Котова Т.П., Шайхутдинова Д.З. Особенности геохимического распределения валового содержания ртути в донных отложениях озер Западной Сибири // Вестник Тюменского государственного университета. Экология и природопользование. 2015. Т. 1. № 1 (1). С. 65-73.

4. Комплексное гидрохимическое и биологическое исследование качества вод и состояния водных и околоводных систем: Методическое руководство. Ч. 1. Полевые исследования // Под общ. ред. Т.И. Моисеенко. Тюмень: Изд-во ТюмГУ, 2011. 128 с.

5. Ларина Н.С., Гусельников В.Л., Устименко А.А. Комплексный геохимический мониторинг озера Цимлянское (г. Тюмень) // Вестник ТюмГУ. Экология и природопользование. 2015. Т. 1. № 2 (2). С. 74-83.

6. Ларина Н.С., Шелпакова Н.А., Ларин С.И., Дунаева А.П. Оценка химико-экологического состояния водоемов по результатам анализа вод и донных отложений // Успехи современного естествознания. 2008. Т 7. С. 56-58.

УДК 631.4

ФОРМИРОВАНИЕ ГАЗОВЫХ И БАКТЕРИАЛЬНЫХ АНОМАЛИЙ В ПОЧВАХ НА ТЕХНОГЕННЫХ ГРУНТАХ

Лебедь-Шарлевич Я.И., Можарова Н.В.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: yana.l-sh@mail.ru, nvm47@list.ru

В настоящее время большое внимание уделяется проблеме увеличения в атмосфере концентрации антропогенных парниковых газов, среди которых углекислый газ и метан занимают первое место. Известно, что городские территории являются важным источником парниковых газов – на их долю приходится до 70% от общего выброса [1]. Основными источниками углекислого газа в городской среде являются объекты энергетики и автотранспорт, метана – полигоны ТБО и технологические утечки из трубопроводов. Выбросы от данных источников учитываются в специализированных кадастрах [2]. Вместе с тем, в городах происходит существенное преобразование всех сред под воздействием деятельности человека, в том числе почв и грунтов [3], что оказывает влияние на образование и выделение из них парниковых газов. В пониженных элементах рельефа часто формируются несанкционированные свалочные тела. При проведении строительных и планировочных работ используются техногенные грунты, также содержащие бытовой и строительный мусор. Разложение органического вещества в таких грунтах приводит к образованию метана и углекислого газа. Накопление названных газов в грунтах может вызывать пожаро-взрывоопасные ситуации на сооружаемых объектах, а их выделение в атмосферу негативно влиять на здоровье людей и экологическую обстановку. Актуальность данного исследования связана с тем, что мало изучены факторы, усиливающие газогенерацию и способствующие формированию повышенных концентраций парниковых газов в техногенных грунтах. Кроме того, величина выброса парниковых газов из городских почв и грунтов и его доля в общем выбросе остаются неизвестными.

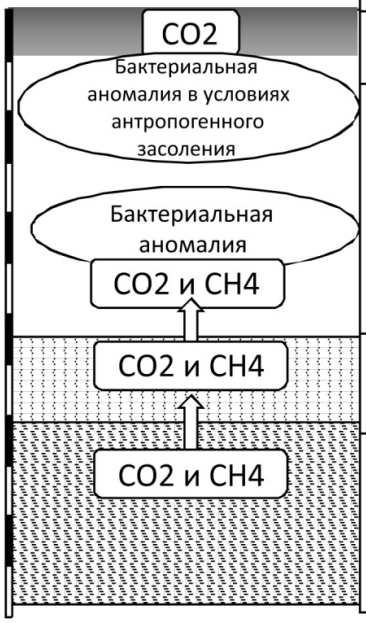
Цель данного исследования заключалась в изучении газовых и бактериальных аномалий, сформированных в городских почвах, техногенных поверхностных образованиях (ТПО) и техногенных грунтах.

Исследовались участки, представляющие собой территории погребенных несанкционированных свалочных тел, сформированных в овражно-балочных комплексах, и поймы рек, засыпанные техногенными грунтами в ходе инженерной подготовки под строительство. На участках исследования проводилась газогеохимическая съемка, включавшая в себя определение концентрации метана и углекислого газа в почвенном воздухе шпуровым методом и эмиссии газов в атмосферу камерно-статическим методом. Активность бактериального метаногенеза (МГ) и метанокисления (МО) измерялась кинетическими методами с использованием газовой хроматографии. Значения концентрации и эмиссии газов, активностей МГ и МО представлены в виде медиан в связи с логнормальным распределением данных. Запасы газов в грунтах также рассчитывались с использованием медиан. В работе использованы геологические и гидрогеологическиие данные техногенных грунтов, предоставленные ООО НПЦ «Экострой-геология».

Техногенные грунты на участках с погребенными свалочными телами представляют собой 6-18-метровую толщу насыпного супесчаного или суглинистого материала с включениями строительного и бытового мусора (обломки кирпича и бетона, арматура, стекло, пластик, слабо разложившаяся оглеенная древесина и др.). На определенной глубине располагается газогенерирующий слой техногенно-рекрементогенных отложений с повышенным содержанием органического вещества. Особенностью грунтов

является их крайняя неоднородность, отсутствие закономерностей в составе и свойствах. Нижняя часть техногенной толщи обводнена, что обуславливает анаэробные условия среды. Почвы участков представлены техногенными поверхностными образованиями (литостратами и органолитостратами), на газонах – реплантоземами и урбаноземами.

Вторая группа участков располагалась на Павшинской пойме р. Москвы, территория которой была засыпана техногенными грунтами в ходе инженерной подготовки под строительство с целью понижения уровня грунтовых вод. Техногенные отложения имеют мощность 2-7 м и представлены неоднородным супесчано-суглинистым материалом с включениями строительного и бытового мусора (обломки кирпича и бетона, арматура, древесина, битое стекло, пластик, полиэтилен и др.), подстилаемым аллювиальными отложениями, иногда с включениями органического вещества и прослоями торфа. ТПО представлены литостратами и органолитостратами, часто оглеенными. В ходе благоустройства на газонах были сформированы реплантоземы.



Название аномалии	Мощность, м	Отношение CH_4/CO_2	Концентрации CH_4/CO_2, %	Запасы газов в слое, т/га (CH_4/CO_2)
Углекислотная	1	1/2500	0,0002 / 0,5	0,04 / 79,6
Метаново-углекислотная аллохтонная	5	1/5	0,1 / 0,5	80,7 / 420,7
Метаново-углекислотная аллохтонная	1	1/1,3	0,7 / 0,9	119,0 / 153,0
Метаново-углекислотная	3-11	1/5	Макс – 2,0/11,0 Мин – 0,0002/ 0,3	2720,0 / 14690,0

Техногенно -рекрементогенные обводненные грунты
Техногенно -рекрементогенныегрунты в зоне аэрации
Техногенно -рекрементогенныегрунты в зоне капиллярной каймы
Почвы и ТПО
1 м

Рис. 1. Газовые и бактериальные аномалии в техногенно-рекрементогенных отложениях при миграции аллохтонного метана

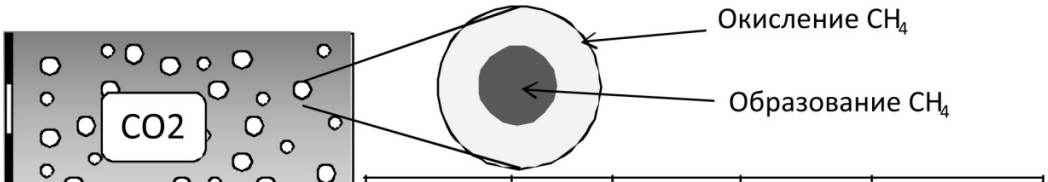
На участках с погребенными свалочными телами в нижней части техногенно-рекрементогенных отложений (на глубине более 10 м) при обводнении образуется анаэробная зона с Eh = -100…+100 мВ (данные для донных отложений по [4]). Разложение органического вещества в восстановительных условиях приводит к формированию газовых аномалий. Наблюдается большая неоднородность аномалий (содержание метана варьирует от 0,2 до 2%, углекислого газа – от 0,2 до 11%), связанная с неоднородностью грунтов. Диффузия газа в верхние слои техногенно-рекрементогенных отложений способствует образованию в них аллохтонных газовых аномалий, которые охватывают зону капиллярной каймы и поднимаются в вышележащие слои. Большая мощность грунтов на участках способствует формированию мощной зоны аэрации, в

которой грунты выступают в качестве биогеохимического барьера для поступающего снизу метана за счет жизнедеятельности метанотрофных микроорганизмов. Уже на глубине 5-6 м при Eh=+200-400 мВ начинается процесс бактериального окисления метана. Его активность не высока (медиана 3,1 нг/г/час), однако наблюдается снижение концентрации метана до 0,01-0,1%. Конечным продуктом метанокисления является углекислый газ, содержание которого составляет 0,4-2% и складывается как из CO_2, поступающего из нижних слоев, так и образованного в процессе метанокисления (рис. 1).

Почвы и ТПО участков часто характеризуются повышенным содержанием легкорастворимых солей, угнетающих метанотрофные бактерии. Поэтому, несмотря на окислительные условия (Eh 450-600 мВ), МО в почвах невелико (медиана 2,6 нг/г/час, редко увеличивается до 16 нг/г/час). Однако миграция метана через мощную зону аэрации приводит к практически полному его поглощению. Вследствие этого концентрации CH_4 в почвах и ТПО не превышают 2-3 ppm. Эмиссия газа в атмосферу невелика, или наблюдается слабое поглощение из воздуха, в результате чего концентрация метана в приземном слое атмосферы соответствует фоновому уровню.

Образование углекислого газа при метанокислении в многометровой толще с аэробными условиями и диффузия в верхние слои приводит к его накоплению в почвах и ТПО до 0,5%. В результате происходит интенсивное выделение углекислого газа в атмосферу (медиана 350 мг/м^2/час, максимум до 1000 мг/м^2/час). Содержание CO_2 в приземном слое атмосферы достигает весьма высоких величин, которые соответствуют предельным санитарно-гигиеническим нормативам и превышают медицинские нормы в 2-3 раза.

На участках засыпанных пойм в литостратах и органолитостратах в условиях подтопления формируются внутриагрегатные (автохтонные) бактериальные аномалии, связанные с процессами образования метана внутри агрегатов и его окисления на поверхности агрегатов. Это подтверждает выводы, полученные почвенными микробиологами [5, 6]. Активность МГ составляет по медиане 0,04 нг/г/час (максимально до 0,62 нг/г/час). На поверхности агрегатов формируются биогеохимические барьеры, препятствующие выделению метана в поровое пространство (рис. 2). Активность МО составляет по медиане 12,1 нг/г/час, максимальные величины достигают 60-70 нг/г/час. Наблюдается тенденция увеличения интенсивности окисления CH_4 при усилении метаногенеза. В результате накопления газа в профиле и его эмиссии в атмосферу не наблюдается. Таким образом, в данном случае формируются автотрофные бактериальные аномалии, связанные с образованием и поглощением метана в профиле ТПО.



Название аномалии	Мощность, м	Отношение CH_4/CO_2	Концентрации CH_4/CO_2, %	Запасы газов в слое, т/га (CH_4/CO_2)
углекислотная	3	1/1000	0,0002/0,2	0,12/103,9

Рис. 2. Автохтонные бактериальные и углекислотные аномалии в техногенных отложениях

Если под техногенными грунтами залегают органогенные аллювиальные отложения, то концентрации CH_4 в профиле ТПО также могут значительно повышаться (до 1-2%) за счет перемещения газа из нижних слоев. Это приводит к совмещению авто-

хтонных и аллохтонных аномалий. Следует отметить, что аллохтонные бактериальные аномалии приурочены к нижним горизонтам ТПО как реакция на приток метана из более глубоких слоев. Автохтонные бактериальные аномалии могут возникнуть в любом горизонте в ответ на усиление метаногенеза.

Концентрации углекислого газа в толще ТПО существенно ниже, по сравнению с почвами над погребенными свалками и составляют 0,23%. Эмиссия также не велика (107 мг/м^2/час). Концентрации CO_2 в приземной атмосфере превышают общепланетарный фон в 2-3 раза, однако это связано с суммарным действием разных факторов, в том числе с выбросами автотранспорта.

В ходе благоустройства территории на газонах создаются реплантоземы с агроторфяным горизонтом RAT, в котором при высоком содержании органического вещества происходит активное образование метана (0,5-0,6 нг/г/ч). Как и в случае с ТПО, на поверхности агрегатов формируются автохтонные бактериальные аномалии, препятствующие выделению CH_4 в атмосферу. Активность бактериального окисления метана составляет по медиане 37,5 нг/г/час. Эмиссия CH_4 из реплантоземов также не выражена, иногда происходит его поглощение из атмосферы.

Окисление метана и минерализация органического вещества в горизонтах RAT приводит к накоплению углекислого газа в профиле (0,2-0,6%) и значительному усилению его эмиссии (до 800 мг/м^2/час). В результате концентрации CO_2 в атмосферном воздухе существенно превышают медицинские нормы.

Таким образом, в почвах и ТПО, а также в техногенных и техногенно-рекрементогенных грунтах, на которых они сформированы, происходит образование автохтонных и аллохтонных газовых и бактериальных аномалий разной мощности. В техногенно-рекрементогенных обводненных отложениях погребенных несанкционированных свалочных тел формируются метаново-углекислотные аномалии, в почвах и ТПО над ними – аллохтонные углекислотные. Выявлено формирование бактериальных аномалий на значительной глубине, связанное с мощной зоной аэрации. В почвах и ТПО на техногенных отложениях засыпанных пойм в условиях подтопления, а также в агро-торфяных горизонтах RAT реплантоземов формируются автохтонные метановые, углекислотные и бактериальные аномалии, в которых образование метана соответствует его бактериальному окислению. Аллохтонные бактериальные аномалии приурочены к нижним горизонтам как реакция на приток метана из более глубоких слоев. Автохтонные бактериальные аномалии могут возникнуть в любом горизонте в ответ на усиление метаногенеза.

Литература

1. Cities and Climate Change: Policy Directions. Global Report on Human Settlements. London, Washington DC: Earthscan, 2011. 51 p. http://unhabitat.org/books/cities-and-climate-change-global-report-on-human-settlements-2011

2. Национальный доклад Российской Федерации о кадастре антропогенных выбросов из источников и абсорбции поглотителями парниковых газов, не регулируемых Монреальским протоколом за 1990-2011 гг. М., 2012.

3. Лихачева Э.А., Тимофеев Д.А., Жидков М.П. и др. Город – экосистема. М.: ИГРАН, 1996. 336 с.

4. Гарькуша Д.Н., Федоров Ю.А. Метан в устьевой области реки Дон. Ростов-на-Дону–Москва: ЗАО «Ростиздат», 2010. 181 с.

5. Степанов А.Л., Манучарова Н.А. Образование и поглощение парниковых газов в почвенных агрегатах. М.: Изд-во МГУ, 2006. 82 с.

6. Smith K.A. A model of anaerobic zones in aggregated soils, and its potential application to estimates of denitrification // J. Soil Sci. 1980. Vol. 31. P. 263-277.

УДК 631.47: 631.445.2: 631.414: 543.3:535.8

ФОРМИРОВАНИЕ ПАТТЕРНОВ ЦЕЗИЯ-137 В КАСКАДНЫХ ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКИХ СИСТЕМАХ АГРОЛАНДШАФТОВ БРЯНСКОГО ОПОЛЬЯ

Линник В.Г.(1,2), Мироненко И.В.(2), Соколов А.В.(1,3)

(1) *Институт геохимии и аналитической химии имени В.И. Вернадского РАН, Москва, e-mail: linnik@geokhi.ru*

(2) *МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: iya_mironenko@mail.ru*

(3) *Институт проблем передачи информации имени А.А. Харкевича РАН, Москва, e-mail: alexander.v.sokolov@gmail.com*

В результате аварии на Чернобыльской АЭС 26 апреля 1986 г. радиоактивному загрязнению подверглись обширные территории с разнообразными ландшафтно-геохимическими условиями. Загрязнение техногенными радионуклидами в Брянской области сформировалось в результате атмосферных выпадений радиоактивных аэрозолей в период с 27 по 29 апреля 1986 г. В 1993 г. НПО «Аэрогеофизика» выполнила аэрогаммасъемку (АГ) Брянской области с разрешением 100х100 м. По ее результатам была получена подробная картина загрязнения ^{137}Cs, которая выявила «пятнистый» характер загрязнения, причем рисунок «пятен» ^{137}Cs менялся в зависимости от масштаба и генерализации электронной карты. Отдельные «цезиевые» пятна имели размеры до 10-20 км, их образование было обусловлено выпавшими осадками разной интенсивности («мокрые» выпадения). «Сухие» выпадения ^{137}Cs также сформировали свой особый рисунок «пятен». Было показано, что структура «пятен» загрязнения ^{137}Cs имеет явно выраженный мультифрактальный характер [1].

Поскольку АГ была проведена спустя семь лет после аварии на ЧАЭС. К этому времени начальное поле загрязнения ^{137}Cs было трансформировано в результате вторичной миграции. Так как трансформация исходного поля загрязнения ^{137}Cs в различных ландшафтно-геохимических условиях была неодинаковой, то анализ механизма и степени трансформации поля загрязнения в различных ландшафтно-геохимических условиях представляет уникальную возможность исследования иерархии ландшафтно-геохимических систем (ЛГС).

Миграционная структура ЛГС, определяющая трансформацию поля загрязнения ^{137}Cs, определяется двумя потоками – латеральным (L) и радиальным (R). Поскольку радиальная миграция ^{137}Cs на порядки меньше (заглубление ^{137}Cs в почве не превышает 50 см), чем латеральная (поверхностный и внутрипочвенный перенос варьирует от м до десятков и сотен м), то тип миграционной структуры для ^{137}Cs имеет вид R<<L.

Объектом исследования выбраны ландшафты Почепского ополья, приуроченные к локальным положительным тектоническим структурам с близким залеганием мело-мергельных отложений позднемелового возраста, которые парагенетически связаны с окрестными полесьями. По данным АГ уровни загрязнения ^{137}Cs изменяются от 0,09 Ки/км^2 до 0,85 Ки/км^2 (рис. 1).

Наиболее возвышенные территории (180-200 м и более) представлены плоскими и полого-выпуклыми эрозионно-денудационными равнинами (уклон до 1°), сложенными лессовидными суглинками, реже супесями, мощностью от 2 до 6 м, подстилаемыми моренными отложениями, на меловом и мергелевом фундаменте под серыми лесными почвами. Протяженность склонов достигает 2-2,5 км. Плоские междуречные равнины значительно осложнены западинами палеокриогенного происхождения [2]. Мелкие западины (до 1-1,5 м глубиной) в основном распаханы, более крупные (1,5-2,5 м глубиной) нередко заболочены, в них сохраняются ивняки и сырые луга. Пятнистая

мозаика почвенного покрова, просматриваемая на космическом снимке, хорошо проявляется весной, когда интенсифицируются процессы латеральной миграции.

Ниже расположены наклонные предопольские равнины (170-160 м) и склоны различной крутизны и экспозиции, сложенные лессовидными суглинками, различной мощности (2-20 м), с серыми лесными почвами, сплошь распаханные. Содержание гумуса в пахотном горизонте составляет 2,5-2,8%.

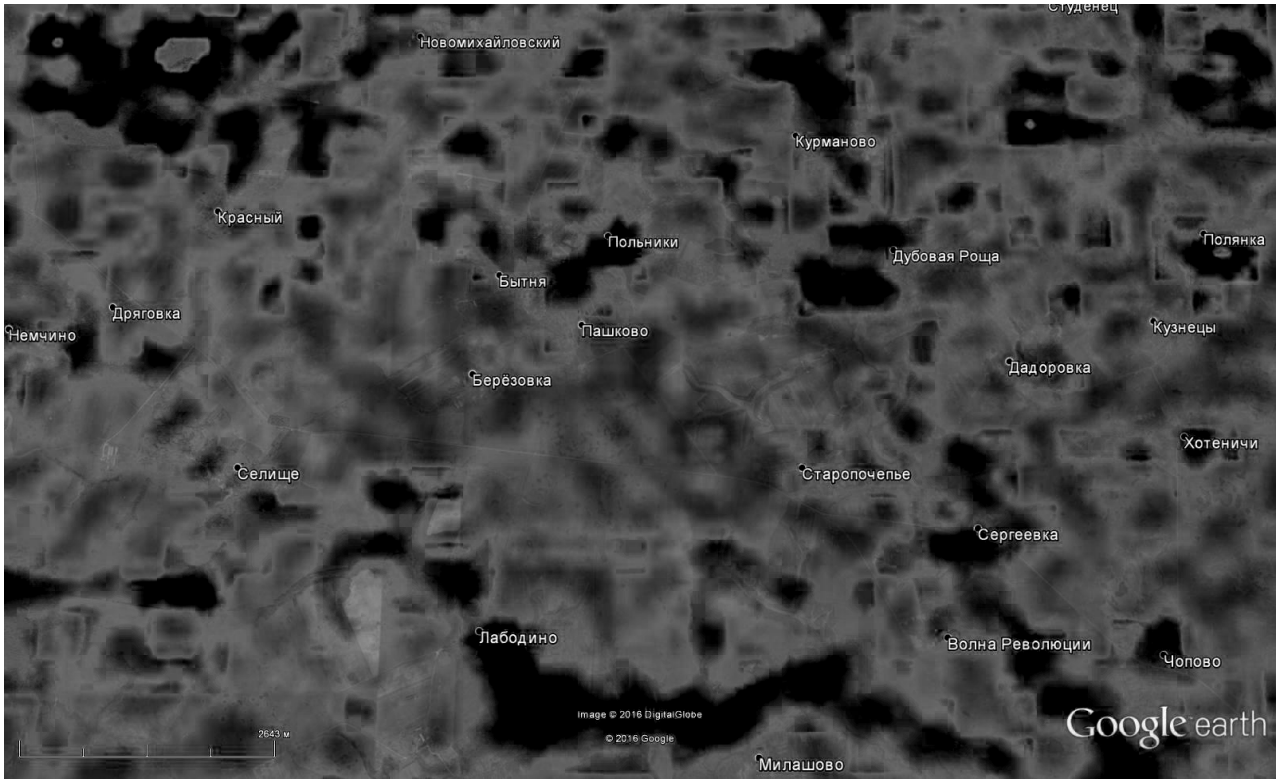


Рис. 1. Паттерны загрязнения ^{137}Cs в ландшафте Почепского ополья (по данным АГ 1993 г.)

Полого-покатые придолинные склоны междуречных равнин значительно расчленены балками и оврагами, их уклоны составляют 1-1,5°, в нижней части склонов крутизна возрастает до 1-2,5°. Склоны эрозионных форм засажены посадками сосны и березы. Днища балок задернованы луговой растительностью.

Для анализа и прогноза радиоэкологической обстановки на загрязненных территориях важное значение имеет исследование пространственно-временных структур (паттернов) распределения радионуклидов в ландшафтах. В отличие от термина «геохимическое поле», понятие «паттерн» в математической литературе трактуется как «закономерность», исследуемая методами математического моделирования. В ландшафтной экологии термин «паттерн» акцентирует внимание на исследовании пространственной структуры объекта на разных масштабных уровнях в тесной связи с порождающими его процессами [2].

На рис. 1 представлен общий вид паттернов ^{137}Cs в ландшафте Почепского ополья, которые на момент проведения АГ в 1993 г. были трансформированы в результате латеральной миграции. Анализ пространственного распределения ^{137}Cs показывает, что максимальные плотности загрязнения отмечаются по долинам рек, в залесенных нижних частях склонов, а также в днищах балок, которые служат эффективным биогеохимическим барьером для ^{137}Cs, смытого с водораздельных и склоновых участков. Следует отметить неравномерность смыва ^{137}Cs с пашни на водоразделе и склонах ландшафта ополья. Одной из вероятных причин этого может быть различие в обработке пашни, которое существенно меняет интенсивность эрозионных процессов, т.е. латеральной

миграции ^{137}Cs. Однако возможные причины неравномерности латеральной миграции ^{137}Cs могут быть значительно глубже – и они затрагивают фундаментальные принципы организации и функционирования ландшафтно-геохимических систем (ЛГС), которые согласно М.А. Глазовской «обладают сходством в той степени, в какой это обеспечивает единообразие структуры и функционирования системы в целом» [3, с. 16].

Миграция химических элементов в ЛГС, включая радионуклиды, происходит в пределах каскадных систем, отличительным признаком которых является однонаправленный поток вещества [4, 5]. Элементарной единицей каскадной ЛГС является геохимическое сопряжение элементарных ландшафтов на склоне, которое принято называть геохимической катеной [5]. Следующим по сложности уровнем каскадных систем являются водосборные бассейны. На практике применение катенарной концепции для изучения миграционных процессов в ландшафте в ряде случаев сталкивается с методическими трудностями, поскольку идентификация катен по критерию «возможности движения миграционного потока по склону от автономной позиции до аккумулятивной, супераквальной или транзитно-аккумулятивной» [5, с. 70] часто не представляется возможной в результате перехвата латерального потока и его перенаправления по другой катене. Простые склоны (прямые, выпуклые, вогнутые), на которых выделение катен не представляет затруднений и для которых однозначно наблюдается монотонный рост концентрации химических элементов вниз по склону, на практике являются скорее исключением, чем правилом.



Рис. 2. Элементарные ландшафты («паттерны») верховьев балок и оврагов (по результатам цифрового моделирования рельефа)

При измерении плотности загрязнения ^{137}Cs с помощью радиометра «КОРАД» на пойме и склоне долины р. Ипуть в 1993 г., который выполнялся традиционным образом по параллельным профилям (катенам), был выявлен неожиданный эффект, когда в пределах одного склона (одна фация) на разных катенах было зафиксировано нетипичное распределения ^{137}Cs: максимум его активности мог наблюдаться в различных позициях катены, не обязательно в ее нижней части.

Исходя из выявленных закономерностей варьирования концентрации химических

элементов в пределах геохимической катены, в работе [6] предложено 5 возможных видов латеральных структур. Таким образом, исходя из функциональной сложности структуры ЛГС, для ее формализованного представления предлагается использовать 2D-катены, на роль которой идеально подходит понятие «ландшафтно-геохимический паттерн» (рис. 2). Понятие «паттерн» в моделировании ЛГС включает представление о неравномерном (случайном) характере поступления техногенных химических элементов в ландшафт, а также пространственно-временную неоднородность протекания физико-химических процессов в почве, являющихся мотором ландшафтно-геохимических процессов.

Обращает внимание, что полного соответствия распределения загрязнения ^{137}Cs (рис. 1) структуре элементарных ландшафтов (паттерна) верховьев овражно-балочной сети (рис. 2) нет. Одно из удивительных свойств латеральной миграции техногенных элементов в пределах элементарного ландшафта заключается в его пространственно-временной неоднородности при общем тренде направленности химического стока вниз по склону. Можно предположить, что в пределах одной элементарной ЛГС («паттерне») могут наблюдаться различные склоновые сопряжения, которые в работе [7] по интенсивности проявления латеральной механической миграции, делятся на гипо-, мезо- и гипердинамичные.

Особое положение в структуре паттернов ^{137}Cs занимают пойменные участки ландшафта. Латеральная миграция на пойме, в отличие от склоновых почвенных сопряжений, происходит в двух направлениях: 1) поступление вещества с прилегающих склонов по общим законам ландшафно-геохимической миграции и 2) поступление вещества на пойму в период половодья при осаждении взвешенных наносов, в которой главную роль играет гидродинамика водного потока, контролирующая поступление, транзит и осаждение химических элементов в составе взвешенных наносов. В этом случае эффективным приемом выявления элементарных ландшафтов («паттернов») с целью анализа структуры загрязнения ^{137}Cs ландшафтов ополья является математическое моделирование методами дифференцирования рельефа.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований, грант № 15-07-07428 и 16-05-00915.

Литература

1. Linnik V., Sokolov A. Multiscale structure of Cs-137 soil contamination on the Bryansk Region (Russia) due to the accident at the Chernobyl NPP // EGU General Assembly 2013, held 7-12 April, 2013. Vienna, Austria.EGU2013-6820.

2. Линник В.Г., Соколов А.В., Мироненко И.В. Паттерны ^{137}Cs и их трансформация в ландшафтах ополья Брянской области // Современные тенденции развития биогеохимии. Тр. Биогеохим. Лаб. Т.25. 2016. С. 423-434.

3. Глазовская М.А. Теория геохимии ландшафтов в приложении к изучению техногенных потоков рассеяния и способности природных систем к самоочищению // Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состояние экосистем. М.: Наука, 1981. С. 7-40.

4. Богданова М.Д., Гаврилова И.П., Герасимова М.И. Элементарные ландшафты как объекты ландшафтно-геохимического картографирования // Вестн. Моск. Ун-та Сер. 5. География. 2012. С. 23-28.

5. Касимов Н.С., Герасимова М.И., Богданова М.Д., Гаврилова И.П. Ландшафтно-геохимические катены: концепция и картографирование // Геохимия ландшафтов и география почв (к 100-летию Марии Альфредовны Глазовской) / Под. ред акад. Н.С. Касимова и проф. М.И. Герасимовой. М.: АПР, 2012. С. 59-81.

6. Чертко Н.К., Карпиченко А.А., Жумарь П.В., Сергиеня Т.А. Геохимическая структура как основа оценки ландшафтного разнообразия // География и природные ресурсы. 2006. № 3. С.137-141.

7. Геннадиев А.Н., Жидкин А.П. Систематика почвенных катен по проявлениям латеральной механической миграции вещества // Геохимия ландшафтов и география почв (к 100-летию Марии Альфредовны Глазовской) / Под. ред акад. Н.С. Касимова и проф. М.И. Герасимовой. М.: АПР, 2012. С. 81-96.

УДК 631.445.122:550.4

ПРОСТРАНСТВЕННОЕ ВАРЬИРОВАНИЕ ЗОЛЬНОСТИ В ТОРФЯНЫХ ОЛИГОТРОФНЫХ ПОЧВАХ НА СЕВЕРО-ВОСТОКЕ ОСТРОВА САХАЛИН

Липатов Д.Н., Манахов Д.В.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: dlip@soil.msu.ru

Геохимия верховых болот полностью определяется их биологическим круговоротом [1]. Биогеохимические циклы массообмена, протекающие в экосистемах верховых болот, находятся вне зоны влияния грунтовых вод, очень слабо связаны с окружающими ландшафтами, минеральным грунтом и открыты лишь для атмосферных миграционных потоков химических элементов [1, 2]. Торфяные горизонты болотных почв выступают в качестве сорбционных геохимических барьеров.

Значительные территории верховых болот и заболоченных лесов с олиготрофным типом торфообразования простираются в северной части о. Сахалин [3], но их почвенный покров остается малоизученным. Торфу свойственна структурная неоднородность и анизотропность. Торфяные горизонты почв неоднородны даже в пределах одного болотного биогеоценоза как по глубине, так и по площади [4]. Актуальной задачей является исследование профильного распределения и пространственного варьирования свойств в почвах отдельных болотных угодий, что необходимо для понимания их структурной организации и функционирования.

Зольность является важным показателем в почвенных и биогеохимических исследованиях. В болотных почвах зольность органогенных горизонтов может рассматриваться не только как результат подстилко- и торфообразования, но и как фактор протекания этих процессов. Однако пространственное варьирование зольности в торфяных почвах оценивается крайне редко. Остаются недостаточно изученными ее организация на различных пространственных уровнях, а также возможные тренды в динамике зольности органогенных горизонтов.

Объектом исследования послужили болотные угодья и заболоченные леса в междуречье рек Ватунг и Оркуньи в Ногликском районе Сахалинской области. Использована иерархическая схема опробования, которая была трехуровневой: на территории площадью 1 × 1 км были заложены 4 площадки 50 × 50 м, на каждой из которых проводился пробоотбор в 25 точках по равномерной схеме опробования с шагом 10 × 10 м. В точках опробования отобраны образцы из двух верхних горизонтов: подстилочного и нижележащего торфяного. На площадках также выполнялось морфологическое описание и отбор проб из почвенных горизонтов в опорных разрезах. В ходе лабораторных исследований зольность определялась в соответствии с ГОСТ-27784-88; озоление навесок в муфельной печи и прокаливание зольного остатка проводилось при температуре 540 ºС.

В зависимости от строения и мощности органогенных и нижележащих горизонтов на контрольных площадках выделены различные группы торфяных олиготрофных почв и торфяно-глееземов [5]. Самый верхний слой торфяных почв представлен горизонтом О, состоящим из очеса живых мхов и отмерших растительных остатков, корней мхов и кустарничков. Степень разложения торфа увеличивается вниз по почвенным профилям. Под торфяной толщей залегает глеевый потечно-гумусовый горизонт $G1_{hi}$, который переходит в нижележащие глеевые горизонты.

В торфяной олиготрофной среднемощной почве отмечены очень низкие значения зольности горизонтов ТО1–ТО4, составившие 2,1–2,5%, что характерно для олиготрофного типа торфообразования, при этом зольность горизонта О в 3 раза больше (табл. 1).

В торфяной глеевой почве зольность верхних горизонтов увеличивается, достигая 18,6% в горизонте $TO2_{te,mr}$, что связано с его остаточно-эутрофным характером. В строении торфяных залежей Северо-Сахалинской низменности отмечаются явления обращенности и вторичной минерализации олиготрофных сфагновых торфов, связанные с пересечением болот малыми реками и ручьями [3]. При этом ранее накопившиеся слои олиготрофного торфа могут увеличивать свою зольность за счет примеси ила, а также вследствие промачивания их речными водами.

В профиле пирогенной торфяной олиготрофной глеевой почвы зафиксировано увеличение зольности горизонта TO_{pir}, образовавшееся в результате сгорания торфа, очеса и растений в результате пожаров, проходивших на этом болотном угодье 30–50 лет назад. Такое увеличение зольности отражает резкое уменьшение запасов органического вещества в экосистеме болотного угодья после пожара. На исследованном участке потери торфа в результате пожаров составили около 150 кг/м^2.

В торфяно-глееземе зафиксированы более высокие значения зольности, чем в торфяных почвах (табл. 1). В исследованном торфяно-глееземе горизонт О представлен слаботорфованной лесной подстилкой, а увеличение зольности горизонта T_{mr} происходит вследствие примеси минерального материала.

Таблица 1

Характеристика биогеоценозов, почв на контрольных площадках и распределение зольности и содержания гумуса в исследованных почвенных профилях

Площадка	Биогеоценоз	Почва	Горизонт, глубина, см	Зольность, %	Содержание гумуса, %
№ 1	Пушицево-кустарничково-сфагновое болото	Торфяная олиготрофная среднемощная	O (0-7)	7,3	–
			TO1 (7-23)	2,4	–
			TO2 (23-40)	2,2	–
			TO3 (40-73)	2,1	–
			TO4 (73-110)	2,5	–
№ 2	Заболоченный лиственничный лес осоково-кустарничково-моховый	Торфяная олиготрофная глеевая остаточно-эутрофная	O (0-6)	16,3	–
			TO1 (6-26)	6,8	–
			$TO2_{te,mr}$ (26-49)	18,6	–
			$G1_{hi}$ (49-65)	–	9,59
			G2 (65-82)	–	3,70
			CG (82-120)	–	0,82
№ 3	Постпирогенное пушицево-кустарничково-сфагновое болото	Пирогенная торфяная олиготрофная глеевая	O_{pir} (0-8)	6,9	–
			TO_{pir} (8-28)	14,3	–
			$G1_{hi,pir}$ (28-40)	–	7,55
			$G2_{hi}$ (40-58)	–	2,74
			$G3_f$ (58-75)	–	1,19
			G4 (75-95)	–	–
			CG (95-105)	–	0,72
№ 4	Заболоченный лиственничный лес кустарничково-моховый	Торфяно-глеезем потечно-гумусовый иловато-торфяный ожелезненный	O (0-7)	14,2	–
			T_{mr} (7-15)	35,3	–
			$G1_{hi}$ (15-31)	–	6,66
			$G2_{hi,f}$ (31-43)	–	1,88
			$G3_f$ (43-64)	–	0,28
			G4 (64-91)	–	–
			CG (91-110)	–	0,28

Для оценки средних значений и варьирования зольности в верхних горизонтах исследованных почв вычислялись статистические характеристики (табл. 2), проводилась проверка гипотез о нормальном и логнормальном законах распределения с помощью критериев Уилка-Шапиро и Хи-квадрат. Средние значения зольности в горизонте

О сходны для всех исследованных почв и составляют 7,0–8,8%, тогда как в верхних торфяных горизонтах отмечены значительные различия. Наименьшие значения зольности отмечены в горизонте ТО1 торфяной олиготрофной среднемощной почвы. Зольность увеличивается в торфяных горизонтах пирогенной и торфяной глеевой остаточно-эутрофной почв. Наибольшие значения зольности отмечены в горизонте T_{mr} торфяно-глеезема.

Пространственное распределение зольности в верхних горизонтах исследованных торфяных почв характеризуется различными коэффициентами вариации: от 13,5 до 140,8%–(табл. 2). В горизонте О торфяной олиготрофной почвы и ТО1 торфяной глеевой отмечен логнормальный закон распределения зольности. В горизонтах TO_{pir} и T_{mr} распределение зольности проявляет двумодальность, при этом моды в области высоких значений соответствуют торфу с прослоями углей и минеральной массы. Варьирование зольности в подстилке связано с изменениями состава растительных остатков в различных биогеоценотических условиях, а в торфяных горизонтах – с неоднородностью процессов торфонакопления, локальными пирогенными явлениями, процессами вторичной минерализации торфов. Таким образом, на северо-востоке о. Сахалин зольность верхних горизонтов торфяных почв увеличивается в ряду: ТО1 < О < TO_{pir} < $TO_{te,mr}$ < T_{mr}. Пространственное распределение зольности в торфяных горизонтах не удовлетворяло нормальному закону, проявляя логнормальность и двумодальность.

Таблица 2

Статистические характеристики пространственного варьирования зольности (%) в верхних горизонтах исследованных торфяных почв

Площадка	Горизонт	Среднее	Медиана	Минимум	Максимум	Коэффициент вариации, %
№ 1	О	8,8	7,8	2,5	25,4	52,1
	ТО1	4,4	4,4	2,9	7,7	23,0
№ 2	О	8,6	6,8	3,9	34,8	77,4
	ТО1	29,1	12,7	5,5	79,4	95,5
№ 3	O_{pir}	7,0	6,2	3,9	22,7	51,5
	TO_{pir}	23,7	5,6	3,1	91,4	140,8
№ 4	О	7,1	7,2	4,8	8,8	13,5
	T_{mr}	51,3	60,9	6,4	86,5	57,0

Реализованная в работе, схема почвенного опробования формирует трехфакторный иерархический дисперсионный комплекс. При этом вариабельность точек в пределах 10-метровых квадратов можно рассматривать в качестве микроварьирования, между такими квадратами на 50-метровой площадке – в качестве мезоварьирования, между площадками по всей исследованной территории 1 км^2 – в качестве макроварьирования. Дисперсионный анализ проводился для переменных после их логарифмического преобразования. Результаты иерархического дисперсионного анализа позволили оценить дисперсии для каждого пространственного уровня. Установлено, что в пространственном распределении зольности горизонта О преобладает доля дисперсии, соответствующая микроварьированию в пределах 10-метровых квадратов, составляя 73% общего варьирования, еще 27% связано с мезоварьированием в пределах 50-метровых квадратов. Микровариабельность подстилочного горизонта на болотах может развиваться под влиянием неоднородности мохового и кустарничкового покрова, а в заболоченных лесах формироваться вследствие парцеллярной структуры фитоценозов. Напротив, для зольности в торфяных горизонтах микро- и мезоварьирование совместно дают только 41 % общего варьирования, остальные 59% формируются в результате макроварьирования в 1000-метровом квадрате при объединении различных торфяных почв и торфяно-глеезема. Значит, пространственное варьирование этого

свойства в исследованных торфяных почвах сформировано процессами, выраженными на разномасштабных уровнях организации. Для зольности подстилки преобладает влияние локальных факторов, проявляющихся во всех биогеоценозах, в частности, неоднородность растительного покрова. Пространственная организация зольности торфяных горизонтов обусловлена процессами, характеризующимися латеральной протяженностью в сотни и тысячи метров, и, по-видимому, связана со строением элементарных ландшафтно-геохимических систем и структурой почвенного покрова болотных и заболоченных угодий на северо-востоке о. Сахалин.

Полученные параметры пространственного варьирования позволяют провести статистически обоснованное планирование пробоотбора для определения зольности на контрольных площадях. Рассчитанный объем выборки для оценки средних значений зольности в верхних горизонтах торфяных олиготрофных среднемощных и торфяно-глееземов составляет 15–25 точек опробования (при 20% относительной вероятной погрешности). Для торфяных глеевых остаточно-эутрофных и пирогенных торфяных глеевых почв такой объем опробования недостаточен вследствие высокой локальной неоднородности процессов вторичной минерализации и пирогенеза. Представленные результаты иерархического дисперсионного анализа показывают, что средние значения свойств подстилки, полученные в пределах отдельных болотных биогеоценозов допустимо экстраполировать на соседние угодья. Однако такая экстраполяция будет ошибочной для зольности в торфяных горизонтах.

На территориях со сложным ландшафтно-геохимическим строением, неоднородностью торфяных залежей, значительной долей заболоченных лесов и постпирогенных биогеоценозов необходимы крупномасштабные обследования с расстоянием 10–50 метров между точками опробования.

Прогноз динамики торфяных почв верховых болот следует проводить с учетом их пространственной неоднородности. Статистические оценки варьирования свойств в различных группах торфяных олиготрофных почв и торфяно-глееземов необходимо использовать при моделировании процессов в болотных экосистемах.

Литература

1. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрея-2000, 1999. 763 с.

2. Добровольский В.В. Основы биогеохимии. М.: Изд. центр «Академия», 2003. 400 с.

3. Властова Н.В. Торфяные болота Сахалина. Л.: Изд-во Академии наук СССР, 1960. 167 с.

4. Маслов Б.С. Гидрология торфяных болот. Томск: Изд-во ТГПУ, 2008. 424 с.

5. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.

УДК 631.483

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ СТАРОПАХОТНЫХ ПОЧВ В РАЙОНАХ АНТИЧНОГО ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ КРЫМА (НА ПРИМЕРЕ ОКРЕСТНОСТЕЙ ЕВПАТОРИИ)

Лисецкий Ф.Н.

Белгородский государственный национальный исследовательский университет, Белгород, e-mail: liset@bsu.edu.ru

В исследованиях агрогенной трансформации современных почв традиционно отмечают наличие комплекса профильных, физических, химических, биологических деградаций, которые обусловлены усиливающимися земледельческими нагрузками и в основном обусловлены процессами, имеющими характерные времена, исчисляемые десятилетиями. Но в проявлении медленно действующих педогенетических процессов ключевую роль играет длительность регулярно повторяющихся агротехнических воздействий. В этой связи для детектирования необратимых свидетельств агрогенеза особый интерес представляет изучение геохимических особенностей старопахотных почв в таких районах, где земледелие суммарно длится столетиями, начиная с античности. Почвы в древнеземледельческих районах, прежде всего из-за длительности аграрных нагрузок, могут регистрировать и сохранять в некоторых из своих свойств эволюционно значимые свидетельства агрогенных трансформаций, которые не “стираются” даже за последующий период интенсивного земледелия.

В последние годы в изучении древнеземледельческих районов наметился существенный прогресс за счет применения междисциплинарного подхода для реконструкции организации и практики землепользования в сельских округах (хорах) античных полисов. Это позволяет на этих уникальных полигонах реализовать проекты по естественнонаучному изучению особенностей постантичных почв, что может дополнить и верифицировать исторические реконструкции практик землепользования. На территории Крыма большой исследовательский интерес вызывает пространственная локализация и геометрические параметры длительно функционировавшей хоры античной Керкинитиды (начало последней трети VI до н.э. – II в. до н.э.) вблизи города Евпатория. По вопросу определения границ и площади сельской округи Керкинитиды существует значительный свод литературных источников, но пока не достигнуто единого мнения. Так, В.А. Кутайсов – известный исследователь Керкинитиды считает, что округа этого полиса охватывала около 80-90 км^2, протираясь вдоль Черного моря на 65 км полосой шириной до 7 км [1, с. 38, 40, 41].

В результате масштабных полевых исследований почв к северо-западу от Евпатории (128 точек опробования на площади 6600 га) нами получена исходная выборка почвенных образцов, причем старопахотные почвы (LU-O) и почвы нового периода освоения (LU-N) представлены в ареалах почв на различных материнских породах: лессовидных суглинках (сумма частиц <0,01 мм – 43-51%) и элювии карбонатных пород (сумма частиц <0,01 мм – 41-48%). Определение концентраций в пахотных горизонтах почв макро- и микроэлементов осуществляли методом рентгенофлуоресцентного анализа на аппарате «Спектроскан Макс-GV». После нормирования величин геохимических соотношений проведена визуализация их пространственного распределения и определена граница между старопахотными и новопахотными почвами с использованием методов геостатистического анализа (Analyst в ArcGIS 9.3).

При возникновении агроландшафтов в степной зоне целинная растительность замещается полевыми ценозами, что приводит к меньшей интенсивности биологического круговорота большинства элементов, а потребление Ca и Mg, к примеру, снижа-

ется в 6 раз [2]. Кроме того, установлено, что у крымских старопахотных почв понижено по сравнению с целинными почвами содержание микроэлементов (Co, Ni, Mn, Cu, Zn, Pb) [3].

Из 52 полученных геохимических соотношений и коэффициентов (формулы представлены в [4]) были определены основные геохимические показатели, с помощью которых можно диагностировать в вещественном составе агроземов сохранившиеся признаки прежних земледельческих нагрузок (табл.).

Таблица

Средние величины диагностических геохимических показателей в черноземах южных мицелярно-карбонатных на лессовидных глинах и суглинках (70 L) и черноземах карбонатных щебнистых на элювии карбонатных и окарбоначенных пород (79 ек) для древнеземледельческого (LU-O) и нового (150-160 лет) периода освоения (LU-N)

№	Геохимические соотношения	70 L		79 ек	
		LU-N	LU-O	LU-N	LU-O
Количество определений		31	21	35	41
1	Сорг	1,85	1,66*	1,90	1,61**
2	Ba/Sr	6,12	3,45**	6,43	3,83**
3	Rb/Sr	0,92	0,46**	1,00	0,54**
4	(Fe+Al)/(Ca+Na+Mg)	2,06	0,99**	2,32	1,29**
5	(Ca+Na+Mg+Sr)/Ti	184,04	375,28**	187,21	369,33**
6	(Ca+Mg+10*P)/Ti	8,91	19,61**	8,79	17,29**
7	Σ(Ni, Cr, Cu, Pb, V, Ba, Co)	872,97	836,39*	875,37	840,40**

* и ** отмечены достоверные по $НСР_{05}$ (по $НСР_{01}$) различия геохимических показателей между почвами разной длительности использования в каждой из генетических групп

Граница между старопахотными и новоосвоенными почвами обоснована по комплексу из семи почвенных признаков методом простого кригинга сферической модели с учетом анизотропии – показателя направления пространственной автокорреляции данных. По среднему значению интегрального показателя почвенных свойств (Пи), равному 3,34 км, на растре была проложена изолиния, которая позволила разделить исследовательский полигон на два массива, качественно отличающихся по значениям отобранных диагностических показателей (рис.).

Установлено, что и к северо-западу от установленной границы распространения античного земледелия, и в зоне его предполагаемого распространения представлены как черноземы южные мицелярно-карбонатные (70 L), так и черноземы карбонатные щебнистые (79 ек) в сопоставимых пропорциях (n=52 и 76 соответственно).

Для обоих подтипов черноземов характерна более значительная аккумуляция в ареале древнего земледелия (по сравнению с новоосвоенным районом) таких элементов, как Sr, Ca, Na, Mg, P (по ранжированному списку) и обеднение по группам: значительно: Ba, Rb, Cu; существенно: V, Ni, Cr, Pb, Co; незначительно: Al, Fe, Ti. Соответственно те геохимические соотношения и коэффициенты, которые в своей структуре отражают отмеченные тенденции, могут комплексно (как ассоциации элементов) диагностировать результаты проявления элементарных почвенных процессов, обусловленные длительностью агрогенной трансформации почв.

По результатам дисперсионного анализа установлены достоверные различия (на 99%-ном уровне значимости) между старопахотными и новоосвоенными землями: для почвы 79 ек по содержанию органического углерода и шести геохимическим показателям (см. табл.), для почвы 70 L – по пяти показателям из семи.

Таким образом, старопахотные почвы отличает более активное протекание процессов окарбоначивания пахотного горизонта, аккумуляции некоторых металлов (Sr, As, Zn) и биогенного накопления фосфатов, а также дисбаланса накопленного в результате педогенеза содержания и выноса легкорастворимых солей Na и Mg. Причина заключается в особенностях гидротермического режима пахотного горизонта в древнеземледельческих районах степной зоны – длительном формировании условий для периодически промывного типа водного режима.

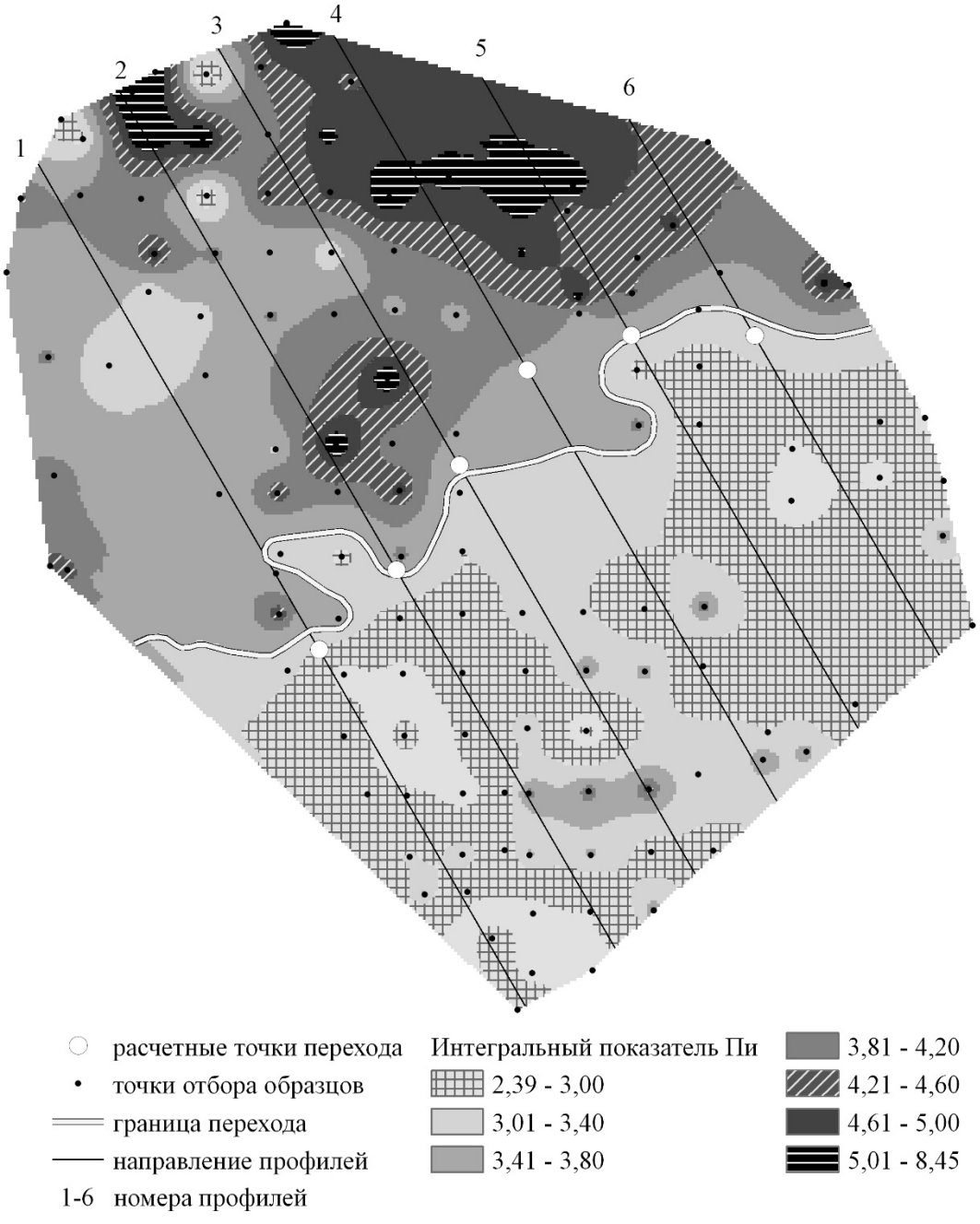


Рис. Результаты определение границы качественного перехода по совокупности геохимических свойств почв на основе геостатистического анализа пространственного распределения интегрального показателя Пи

В целом, оценка потенциального плодородия старопахотных почв, в определенной мере диагностируемая по величине показателя (Ca+Mg+10·P)/Ti, не характеризует их как почвы, подверженные глубокой агрогенной деградации, как это можно было бы

ожидать в связи с наблюдаемым до сих пор результатом дегумификации (реликтовой выпаханности, которая не была устранена длительным периодом залежи).

Исследование выполнено при финансовой поддержке РГНФ. Проект «Геоархеология памятников и древнеземледельческих ландшафтов Крыма» № 15-31-10136 а(ц).

Литература

1. Кутайсов В.А. Керкинитида в античную эпоху. Киев: КОРВИН ПРЕСС, 2004. 326 с.

2. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрея-2000, 1999. 768 с.

3. Lisetskii F., Stolba V.F., Marinina O. Indicators of agricultural soil genesis under varying conditions of land use, Steppe Crimea // Geoderma. 2015. V. 239-240. P. 304-316.

4. Лисецкий Ф.Н., Смекалова Т.Н., Маринина О.А. Биогеохимические особенности разновременных залежей в степной зоне // Сибирский экологический журнал. 2016. №3. С. 436-448. DOI: 10.15372/SEJ20160314

УДК 631.4

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ИНДИКАТОРЫ ПРИ ПАЛЕОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ РЕКОНСТРУКЦИИ ПОЗДНЕГО ГОЛОЦЕНА ЗАПАДНОГО МАКРОСКЛОНА СРЕДНЕГО УРАЛА

Лузянина О.А., Ковалева Н.О.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: luzoksana@mail.ru

Региональным источником палеоклиматической информации могут служить почвы горных регионов, как наиболее чувствительные к климатическим изменениям. Единого мнения у геоморфологов о границе последнего оледенения на Урале нет, имеющаяся информация противоречива – существует около 20 вариантов проведения максимальной границы, все они сосредоточены на Среднем Урале и попадают на заповедник «Басеги». Существующие палеоклиматические и палеоландшафтные реконструкции территории Среднего Урала в разные периоды голоцена показали миграцию леса вверх и вниз по склону. На западном склоне Среднего Урала доминировала темнохвойная тайга, на восточном – светлохвойная. Хуже всего палеоклиматической информацией обеспечен, как ни странно, период позднего голоцена; нет информации об эволюции почв региона для всего голоцена. Поэтому этот район стал объектом наших исследований как наименее изученная часть Урала в палеогеографическом и палеопочвенном отношении.

Заповедник «Басеги» располагается в пределах западного макросклона средней части Уральского хребта. На хребте Басеги выражены: горно-лесной, подгольцовый (субальпийский), горно-тундровый высотно-растительные пояса.

Для детального изучения почвенного покрова нами были заложены катены на всех макросклонах г. Северный Басег. В общей сложности, на горе был заложен 41 разрез в горно-тундровом, подгольцовом (субальпийском) и горно-лесном поясах.

В целом, дифференциация почвенного покрова заповедника определяется законом вертикальной зональности: 1) буроземы на высоте 300-700 м н.у.м.; 2) серогумусовые на высоте 600-800 м н.у.м.; 3) литоземы на высоте 800-900 м н.у.м., на вершине горы – петроземы и подбуры. Закон вертикальной зональности корректируется крутизной и экспозицией склонов. Высота верхней границы распространения буроземов на склоне северной экспозиции составила 450 м н.у.м., на южном – 655 м н.у.м., а западном и восточном – 600 м н.у.м.

Существенным фактором дифференциации почвенного покрова является также характер распада последнего оледенения и разновозрастность террасовых уровней горной долины. Так, наблюдается мозаичность почвенного покрова в верхней части южного склона на высоте 800-900 м н.у.м. – здесь образовался комплекс буроземов, совершенно не характерных для этого высотного пояса. В обсуждаемой части склонов наблюдается чередование лесных и луговых ландшафтов, связанное, вероятно, с миграцией лесного пояса в течение голоцена вверх и вниз по склону.

Слабая вертикальная дифференциация почвенных профилей как буроземов, так и луговых почв затрудняет диагностику реликтовых признаков и погребенных горизонтов. Лишь потемнение окраски и наличие рыхлой комковатой структуры в средней части разрезов обнаруживают следы былых гумусовых горизонтов.

Почвы хребта Басеги характеризуются сильнокислой реакцией среды: величины pH_{kcl} колеблются от 3 до 4. Величины гидролитической кислотности, в среднем, около 20 мг-экв./100 г. Сумма обменных оснований колеблется в пределах не более 20 мг-экв./100 г. Почвы грубогумусовые, с содержанием органического углерода – до 10%, характер гумусового профиля – регрессивно-аккумулятивный; в почвах экотонов – бимодальное, связанное с накоплением гумуса в прошлом [1].

Таблица 1

Коэффициенты выветривания почв

Разрез, горизонт, глубина, см			Коэффициенты выветривания				
			CIA	Al_2O_3 / ($CaO+Na_2O+K_2O+MgO$)	RB / SR	MnO / Fe_2O_3	TiO_2 / Al_2O_3
Разрез 18 (950 м н.у.м.). Почва: дерново-подбур иллювиально-железистый	AY	6-24	82	3,2	0,6	0,015	0,07
	BF	24-41	82	3,1	0,6	0,011	0,06
Разрез 30 (794 м н.у.м.). Почва: бурозем серогумусовый грубогумусированный	AY1	13-23	82	3,9	0,7	0,006	0,10
	AY2	23-32	83	3,8	0,7	0,006	0,08
	BM	32-50	83	3,3	0,6	0,010	0,07
	C	50-75	81	2,9	0,6	0,010	0,07
Разрез 32 (655 м н.у.м.). Почва: бурозем ожелезненный	AY1	5-9	81	3,3	0,8	0,012	0,11
	AY2	9-22	83	3,8	0,8	0,012	0,10
	AYf	22-37	83	3,7	0,8	0,014	0,09
	BM	37-58	83	3,5	0,7	0,011	0,09
	C	58-68	83	3,3	0,5	0,011	0,09
Разрез 29 (613 м н.у.м.). Почва: серогумусовая метаморфизированная	AY	3-8	78	2,3	0,5	0,010	0,11
	AYel	8-18	76	2,2	0,6	0,010	0,11
	AYm	18-74	76	2,2	0,6	0,009	0,10
Разрез 28 (607 м н.у.м.). Почва: серогумусовая метаморфизированная	AY	4-13	73	1,9	0,5	0,021	0,13
	AYel	13-18	76	2,1	0,4	0,012	0,12
	AYm	18-33	76	2,0	0,9	0,013	0,11
	C	33-45	76	2,0	0,4	0,010	0,11
Разрез 27 (590 м н.у.м.). Почва: бурозем глееватый ожелезненый	AYf	4-12	78	2,5	0,7	0,007	0,08
	AYg	12-26	79	2,5	0,6	0,009	0,10
	BMg	26-57	70	1,6	0,4	0,013	0,11
	Cf,g	57-67	74	1,9	0,4	0,011	0,09
Разрез 17 (590 м н.у.м.). Почва: бурозем серогумусовый метаморфизированный	AY	4-13	84	3,7	1,0	0,017	0,08
	AYm	13-23	83	3,3	1,0	0,013	0,08
	BM1	23-32	81	3,0	0,7	0,011	0,07
	BM2	32-46	84	3,2	0,6	0,009	0,07
	C	46-56	81	2,8	0,5	0,011	0,07
Разрез 15 (577 м н.у.м.). Почва: бурозем серогумусовый глинисто-иллювиированный	AY	4-10	78	2,7	0,9	0,030	0,09
	BM	10-21	80	2,7	0,7	0,008	0,08
	BMi	21-43	81	2,8	0,7	0,009	0,07
	C	43-70	81	2,9	0,7	0,010	0,07
Разрез 19 (565 м н.у.м.). Почва: бурозем серогумусовый элювиированный	AY	6-15	74	2,2	0,6	0,008	0,14
	BMel	15-30	80	2,6	0,5	0,009	0,10
	BM	30-72	78	2,2	0,4	0,010	0,10
	C	72-82	74	1,9	0,4	0,013	0,09
Разрез 26 (315 м н.у.м.). Почва: бурозем глинисто-иллювиированный	AY	5-22	80	2,7	1,0	0,018	0,07
	BM1	22-33	83	3,5	1,2	0,014	0,07
	BM2	33-57	81	2,9	0,8	0,013	0,07
	BMi	57-67	80	2,8	0,9	0,013	0,07

По различным коэффициентам выветривания (табл. 1) ясно выделяется в ландшафте зона бифуркации, по Трифоновой [2] – межгорная седловина под лугами в нижней части южного склона: здесь экспонированы эродированные палеопочвы со стирающей или наложенной записью информации, отражающие экзогенез прошлых холодных, влажных периодов, вероятно позднеголоценового оледенения стадии эгессен. Индекс химического выветривания $CIA=Al_2O_3\times100/(Al_2O_3+CaO+Na_2O+K_2O)$, применяется как климатический индикатор (табл. 1): слабо выветрелые почвы характеризуются значениями CIA около 50, сильно выветрелые до 100 единиц; значение CIA=70 принято

за пороговый критерий между теплым и холодным влажным климатом [3]. Индекс CIA в почвах зоны бифуркации ниже остальных – около 70 (р. 29, 28, 27).

Высокие значения индекса химического выветривания – CIA с 80 до 84, отношения Rb/Sr с 0,7 до 1,2, а также высокие показатели $Al_2O_3/(CaO+Na_2O+K_2O+MgO)$ – отмечены для почв верхней части склона – фандов (р. 32, 30), по Трифоновой [2], что вероятно обнаруживает отложения малого ледникового периода стадии фернау.

Разновозрастность ландшафтов заповедника подтверждают и другие индексы выветривания, рассчитанные по Kronenburg, Nesbitt [4] (рис. 1). Самыми древними, по величинам данных индексов, оказались снова почвы верхней части склонов (р. 32) или фандов, видимо, приуроченные к отложениям большего возраста.

Отложения гляциальной стадии эгессен, вызвавшее возрождение ледников около 2500 л.н. [5], можно предположительно выделить в межгорной седловине под луговинами – р. 28, 29.

По нашим данным, возраст почв под субальпийскими лугами и буроземов на верхней границе субальпийского пояса – 1300±90–1440±70 л.н., формирование их приурочено к средневековому климатическому оптимуму. Разновозрастность подтвердилась рассчитанными коэффициентами: вышерасположенные ландшафты оказались древнее аккумулятивных.

А отложения малого ледникового периода оставили свои следы на высоте 755 м н.у.м., и на них сформировались более молодые глеевые почвы – р. 31.



Рис. 1. Оценка интенсивности выветривания почв г. Северный Басег

Таким образом, было обнаружено, что почвы нижних аккумулятивных частей склонов по степени выветрелости моложе почв вышерасположенных ландшафтов фандов. Следовательно, позднеголоценовые оледенения носили долинный характер, а структура почвенного покрова определяется характером распада горного оледенения.

Определение возраста реликтовых горизонтов почв обнаружило, что процесс интенсивного буроземообразования на Среднем Урале активно протекал около 1300-1400 л.н. При этом почвы на фандах, в силу долинного характера оледенения, оказались закономерно старше – 1440±70 л.н. (Ki-18778) (р. 30), – так как верхние части склонов, видимо, не покрывались позднеголоценовыми ледниками. Более тяжелый

изотопный состав датированного горизонта бурозема, возраст которого 1440±70 лет – -24,4‰ соответствует периоду средневекового климатического оптимума, климат которого был близок к современному. Сходные цифры возраста буроземов (1400 лет) – получены для территории Северного Кавказа [6].

Почвы гидроморфной луговины, расположенной в межгорной седловине, немного моложе – 1300±90 л.н. (Ki-18779) (р. 29). По всей видимости, этот период стал эпохой почвообразования, пришедшей на смену последней волне неогляциального похолодания стадии эгессен. Значительная мощность датированного горизонта и изотопный состав около -25,2‰; в других почвах – это высокие значения отношения Сгк/Сфк (р. 10), высокое содержание илистой фракции (р. 10), снижение доли щебнистого материала (р. 15) – диагностируют эпоху активизации гумусо- и почвообразования.

В свою очередь датированные горизонты перекрыты более молодой толщей малого ледникового периода стадии фернау, последовавшего сразу за средневековым оптимумом на Урале. Облегчение изотопного состава почв до -26-27‰ в этих горизонтах (р. 30, 29, 10), пики содержания щебня (р. 30, 15) и максимальная подвижность соединений железа (р. 30, 15), низкие показатели магнитной восприимчивости (р. 10) маркируют активизацию экзогенных процессов прохладного и влажного периода.

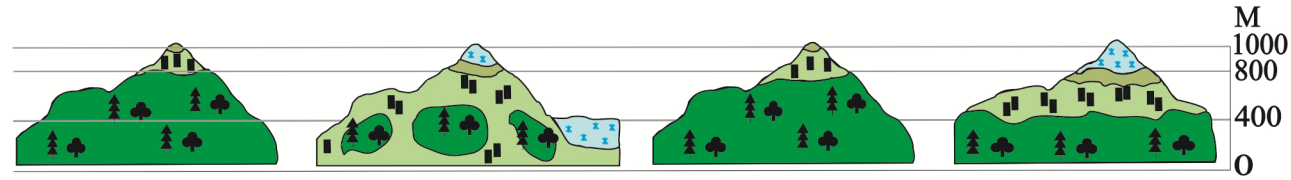
Итак, на основе комплекса данных [1], палеоэкологическая реконструкция западного макросклона Среднего Урала в позднем голоцене выглядит следующим образом (рис. 3):

1. Подтвердилась гипотеза о холодном климатическом эпизоде позднего голоцена (3500-1500 л.н.). На фоне горно-долинного оледенения происходила деградация границы леса; педогенез был подавлен экзогенезом. Почвенный покров представлен вероятно подбурами, глееземами и литоземами.

2. В период средневекового оптимума (1500-500 л.н.) установлено активное буроземообразование. Следы буроземов сохранились в свойствах современных луговых почв. Следовательно, граница леса располагалась выше.

3. В эпоху малого ледникового периода (13-19 вв.) понижается граница лесного пояса (на 200 м вниз по склону), горно-луговый процесс почвообразования накладывается на профиль буроземов.

В современный климатический период наблюдается тенденция на повышение границы леса, вероятно, снова наступление буроземообразования на склонах хребта Басеги.



???	Подбуры (глееземы, литоземы)	Буроземы	Горно-луговые
АТ-период	Эгессен	Средневековой климат. оптимум	Малый ледниковый период
6150±40 л.н. (Лычагина и др. 2015)	3500-1500 л.н. 2610±50 л.н. (Лычагина и др. 2015)	9-13 вв. (1500-500 л.н.) 1440±70л.н. (5-7вв.) 1300±90 (7-10вв.)	13-19 вв.

Рис. 2. Палеоэкологическая реконструкция позднего голоцена Среднего Урала

Все эти факты не противоречат событиям известных глобальных схем изменения климата Евразии, однако, средневековой климатический оптимум, по-видимому, начался на 200-300 лет раньше, чем на Северном, Приполярном и Полярном Урале.

Литература

1. Лузянина О.А. Эволюция почвенного покрова заповедника «Басеги» в голоцене (западный макросклон Среднего Урала): автореф. дис. канд. биол. наук. М., 2016. 26 с.

2. Трифонова Т.А. Формирование почвенного покрова гор: геосистемный аспект // Почвоведение. 1999. № 2. С. 174-181.

3. Nesbitt H.W., Young G.M. Early Proterozoic climates and plate motions inferred from major element chemistry of lutites // Nature. 1982. Vol. 299. 5885. P. 715-717.

4. Соломина О.Н. Горное оледенение Северной Евразии в голоцене. М.: Научный мир, 1999. 272 с.

5. Kronberg B.I., Nesbitt H.W. Quantification of weathering, suil geochemistry and soil fertility // Journal of Soil Science. 1981. № 32. P. 453-459.

6. Ковалева Н.О. Горные почвы Евразии как палеоклиматический архив позднеледниковья и голоцена: Автореф… дис. докт. биол. наук. М., 2009. 49 с.

УДК 504.75

СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ВОЛОСАХ

Майманова Т.М., Тютюкова Л.С.
Горно-Алтайский государственный университет, Горно-Алтайск,
e-mail: maimant@mail.ru

Впервые было проведено исследование волос студентов Республики Алтай на содержание цинка, меди, кадмия, свинца и селена. Установлено, что исследованные образцы содержат небольшое количество этих элементов, что свидетельствует о недостаточном содержании их в пище, следовательно, необходимости дополнительного введения этих элементов в рацион.

Среди многообразия неблагоприятных факторов среды обитания, формирующих риск здоровью населения, весомую часть составляют химические загрязнители, в частности, соединения тяжелых металлов [1]. Тяжелые металлы относятся к приоритетным загрязняющим веществам, наблюдения за которыми обязательны во всех средах. Распространенность тяжелых металлов в окружающей среде в связи с их неблагоприятным влиянием на организм является актуальной экологической проблемой. Одним из важных признаков, благодаря которому их относят к приоритетным загрязнителям окружающей среды, является способность проникать в жизненно важные органы и системы и накапливаться в организме [1]. Традиционным биоматериалом, используемым в медико-биологических и эколого-эпидемиологических исследованиях, являются волосы.

Волосы – высокоинформативная диагностическая среда, накопители и хранители информации о человеке, в них содержатся и накапливаются практически все химические элементы, поступившие в организм человека с пищей, водой и воздухом. Анализ волос открывает новые перспективы для решения проблем со здоровьем, потому что выявляет нашу биохимическую индивидуальность.

Исследование микроэлементов в волосах дает возможность выявить наличие патологических процессов на предклинической стадии, что позволяет внести соответствующую корректировку в профилактику заболевания. Очень перспективным является использование проб, как архивного материала в историческом биомониторинге, что, при постоянном совершенствовании аналитической базы, открывает новые возможности для этого вида контроля.

Пониженное содержание меди и цинка может приводить к различным заболеваниям. Для того, чтобы они были в норме, нужно употреблять в пищу продукты, богатые этими элементами. Цинка больше всего содержится в отрубях и проросших зернах пшеницы, подсолнечных и тыквенных семечках, грибах и устрицах, говядине, свинине, курином мясе, субпродуктах, печени говяжьей, речной рыбе, цельнозерновом хлебе, бобовых, мясе кроликов и цыплят, желтках яиц, орехах, луке и т.д. Медь в большом количестве находится в шпинате (листьях и стеблях), гречневой крупе (зерно), салате (листья), овсе (зерно), картофеле, печени свиной, печени говяжьей, почках свиных, почках говяжьих.

В живых организмах медь выполняет важные и разнообразные функции, и не может быть заменена каким-либо другим элементом. Она способствует образованию белков и фотосинтезу, активирует ряд ферментов, участвует в углеводородном обмене [1].

Цинк выполняет в организме разнообразные функции. Наиболее широко он участвует в окислительно-восстановительных процессах, регулируя окисление субстратов и перенос электронов по фосфорилирующей дыхательной цепи [1].

Селен является очень важным для здоровья микроэлементом и выполняет в организме следующие функции: проявляет противораковые свойства, препятствует развитию мутаций генов, защищает от воздействия радиации, стимулирует антиоксидантные свойства, нормализует обмен белков и нуклеиновых кислот, регулирует функцию поджелудочной и щитовидной желез, улучшает репродуктивную функцию, выводит из организма тяжелые металлы (ртуть, свинец, кадмий, олово). Селен необходим также для правильного функционирования клеток иммунной системы в развитии противовирусного иммунитета всех вирусов – гриппа, герпеса, папилломавируса и т.д. Селен помогает удерживать вирус иммунодефицита человека в неактивном состоянии. Недостаток селена приводит к снижению иммунитета, появлению предраковых и раковых заболеваний, нарушениям функции печени, снижению функций щитовидной железы, так как выработка гормонов щитовидной железы тироксина и трийодтиронина зависит от селеносодержащих ферментов; развитию дистрофии сердечной мышцы, ревматическим и иммунодефицитным состояниям, поражениям глаз (образование катаракты и глаукомы), волос и ногтей, нарушению сексуальных функций.

Таблица1

Содержание тяжелых металлов и селена в волосах студентов, мг/кг

Студенты	Цинк	Кадмий	Свинец	Медь
Девушки	4,65-67,00 (20,87)	0,00-0,0032 (0,0013)	0,050-0,68 (0,32)	0,003-1,30 (0,35)
Юноши	2,34-270 (44,25)	0,00-0,0076 (0,0029)	0,016-0,88 (0,32)	0,0033-1,30 (0,35)

Избыток селена оказывает на организм не менее негативное действие, чем его недостаток. Начальными признаками избытка селена являются алопеция (облысение), ломкость ногтей, пощипывание кожи, сыпи, бледность лица, чесночный запах изо рта, металлический привкус во рту, мышечные боли, раздражительность, артрит. При длительном поступлении избыточного количества селена в организм нарушается иммунитет, снижается функция почек и печени, развивается алиментарный селеновый токсикоз с дерматитом, повреждение эмали зубов, анемия, заболевания дыхательных путей и нервные расстройства. В дальнейшем развивается селенотоксическая дегенерация печени и увеличение селезенки [2].

Таблица 2

Содержание селена в волосах жителей Горного Алтая, мг/кг

Содержание	Населенный пункт							
	Горно-Алтайск	Чемал	Турочак	Чоя	Онгудай	Кош-Агач	Усть-Кан	Усть-Кокса
Se	0,535	0,375	0,400	0,369	0,383	0,477	0,426	0,413

В обследовании принимали участие 14 студентов 1-4 курсов, проживающие в г. Горно-Алтайске и населенных пунктах Чойского и Майминского районов. Это здоровые студенты, находящиеся в сопоставимых условиях питания, воспитания и медицинского обслуживания. Подготовка образцов волос для определения элементов выполнялась при помощи стандартных лабораторных процедур. Содержание 4 тяжелых металлов - цинка, меди, кадмия и свинца в волосах студентов определялось инверсионно-вольтамперометрическим методом. В результате проведенных исследований были получены следующие результаты (табл. 1).

Нормальное содержание изученных элементов в волосах следующее [1]: цинк – 180-230 мг/кг; кадмий – 0-0,25 мг/кг; свинец – 0-3 мг/кг; медь – 11-17 мг/кг.

По полученным данным видно, что концентрация меди, цинка и кадмия в среднем занижена у всех; концентрация свинца в среднем у всех в норме. Рекомендуется принимать препараты, богатые этими элементами, в частности, кальцемин.

Определение селена в волосах было проведено в разных населенных пунктах Республики Алтай (табл. 2).

Нормальное содержание селена в волосах взрослого человека составляет: мужчины: 0, 15 – 2,00 мг/кг сухого вещества; женщины: 0,2 – 1,8 мг/кг сухого вещества. Концентрация селена в волосах жителей Горного Алтая находится в пределах нормального содержания.

Полученные экспериментальные данные позволяют в дальнейшем разрабатывать методологию ранней диагностики нарушения уровня функциональных резервов организма, а также разработать систему реабилитационных мероприятий.

Литература

1. Авцын А.П., Жаворонков А.А., Риш М.А., Строчкова Л.С. Микроэлементозы человека: этиология, классификация, органопатология. М.: Медицина, 1991. 496 с.

2. Майманова Т.М., Голубкина Н.А. Селен в компонентах экосистем Горного Алтая // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде // Мат- IVМеждународной научно-практической конференции. Семипалатинск, 2006. Т. 1. С. 268-273.

УДК 504.54.05:631.4(470.55)

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ФОНОВОГО ГОРНОЛЕСНОГО ЛАНДШАФТА В ОКРЕСТНОСТЯХ КАРАБАШСКОЙ ТЕХНОГЕННОЙ АНОМАЛИИ (ЮЖНЫЙ УРАЛ)

Макунина Г.С.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: gmakunina@yandex.ru

В региональной геохимии ландшафтов для оценочного анализа состояния и качества природных компонентов и их комплексов широко используются понятия «геохимический фон» и «фоновый ландшафт». При широком распространении техногенного загрязнения компонентов географической оболочки при обосновании местоположения фонового ландшафта возникают большие сложности. В качестве фоновых используются либо геохимические параметры ландшафтов заповедных территорий, нередко значительно удаленных от изучаемого региона, а значит, с определенными отклонениями в геофизических условиях сравниваемых местоположений, либо выбираются природные комплексы с наименее нарушенной структурой. Однако имеющиеся в публикациях ссылки на использование данных геохимического фона, как правило, не дают представления о местоположении фонового участка и, тем более, не упоминаются источники его возможного атмосферного техногенного загрязнения. Достоверность отнесения таких ландшафтов к категории фоновых большей частью не обосновывается.

Наше исследование посвящено проблеме выбора местоположения фоновых ландшафтов при изучении территорий техногенных аномалий вокруг производственных кластеров с большим объемом пылегазовых выбросов в атмосферу. Известным классическим примером подобной техногенной зоны, получившей на государственном уровне статус экологического бедствия, является Карабашская техногенная аномалия (КТА). Повышенное внимание к ней определяется высокой экономической значимостью этой небольшой по площади (около 70 км^2) части низкогорной территории в южнотаежной ландшафтной зоне Челябинской области.

Источником техногенного загрязнения природной среды и ухудшения условий жизнедеятельности местного населения на этой территории является Карабашский медеплавильный комбинат (КМК), мощность которого на протяжении его векового функционирования постоянно увеличивалась. Экономический интерес к КМК изначально был обусловлен высоким содержанием золота, серебра и платины в местных медноколчеданных рудах и эпигенетически с ними связанного кварцевожильного золота, которое добывалось в недрах хребта Карабаш (в геологических документах – Сулугурский, «Золотая гора») и в виде россыпного золота у его подножий [1, 2]. К настоящему времени медноколчеданное и золоторудное месторождения в основном выработаны, но КМК продолжает активно функционировать на привозных концентратах с высокими содержаниями этих ценных металлов. Недавно проведена модернизация КМК.

Наибольшую эколого-геохимическую опасность для населения и биоты представляют содержащиеся в пылегазовых эмиссиях КМК диоксид серы, на долю которого приходится около 90% всех выбросов, металлы и мышьяк. Основным источником мышьяка в окружающей среде являются содержащиеся в рудах и пустых «околорудных» породах пирит и арсенопирит.

При выработке 1 т черновой меди образуется 2,09 т пыли, в составе которой содержится до 15% меди, до 60 % окиси железа и по 4% мышьяка, цинка, свинца [3]. На 10 тыс. т меди, ежегодно выплавляемой на КМК, приходится 25000 т вредных веществ, в том числе от 20 до 40 т мышьяка [4]. КТА выделяется высокими содержаниями в компонентах окружающей среды металлов и мышьяка рудогенного и техногенного

происхождения. Значительный техногенный «вброс» мышьяка в окружающую среду с эмиссиями медеплавильных печей и складированием производственных отходов, а также высокая степень его канцерогенной опасности позволяет нам рассматривать этот элемент в качестве геохимического маркера остроты геоэкологической проблемы.

Эпицентром КТА является субмеридиональный хребет Карабаш (612 м над у. м., около 200 м отн. высоты), обезлесенный вырубками и воздействием сернокислых газов. Мощной плоскостной эрозией уничтожен почвенный покров на его наветренном (западном) макросклоне. Обезлесение склона и вершинной поверхности спровоцировало также мощное развитие на них дефляции, которая развеяла гумусовые «карманы» в каменистом элювии на вершине, переотложив этот «материал» на подветренном (восточном) макросклоне с формированием мощного (до 1,2-1,5 м) гумусовидного покрова, загрязненного эмиссиями КМК, производственный комплекс которого расположен в котловине у подножья западного макросклона хребта.

Как орографический барьер хребет Карабаш определяет своеобразие местной циркуляции воздушных масс и нередко возникающую в них температурную стратификацию, с которой связано возникновение смоговых ситуаций. Пылегазовый сернокислотный смог «накрывает» не только производственный комплекс, но и «растекается» к западу над низкогрядовой (430-450 м абс.) частью местности, усиливая влияние на окружающую природную среду и селитьбу эффекта диффузного рассеяния загрязняющих веществ.

Морфологически на территории КТА четко выделяются две геоэкологические зоны [5]: центральная зона геоэкологического бедленда, которая включает хребет Карабаш, и окружающая ее зона редуцированного мертвопокровного березняка (МБ) – результат диффузного воздействия сернокислотных эмиссий с большим количеством техногенной пыли. Оседание пыли на поверхность склонов компенсирует ее смыв в процессе плоскостной эрозии. Это «поддерживает» мощность техногенно-гумусового слоя (3-5 см) – смесь техногенной пыли с небольшой примесью гумусовых веществ. Этот слой перекрывает щебнистый маломощный горизонт BC горно-лесных бурых неполноразвитых почв мощностью до 30–40 см. Отсутствие наземного покрова является причиной повышенного содержания в воздухе дефлируемой пыли с высоким уровнем концентраций металлов и мышьяка, что в еще большей степени усиливает эффект воздействия на окружающую среду диффузного рассеяния пылегазовых выбросов КМК.

Геоэкологическая зона МБ резкой границей вклинивается в окружающий ее смешанный сосново-березовый лес с разнотравно-злаковым покровом. Местами в этом лесном ландшафте выражены следы хозяйственной деятельности (сенокосы, вырубки, сосновые лесопосадки), но имеются участки с ненарушенным почвенно-растительным покровом. При определении местоположения фонового ландшафта нами учитывались, прежде всего, геофизические условия, которые в целом должны соответствовать таковым для хребта Карабаш. Во внимание принимались также следующие обязательные условия: (1) положение фонового горного массива в секторе с наименьшей частотой прохождения эмиссионных факелов, отсутствие явных признаков диффузного загрязнения среды от КМК и влияния дорожной пыли; (2) абсолютные и относительные высоты, а также породы, аналогичные породам, слагающим хребет Карабаш; (3) обязательное автономное положение фонового элементарного ландшафта на вершинной поверхности горного массива для его свободного аэроциркуляционного самоочищения и обеспечения таких условий, как равномерность дневного освещения и поступления на эту поверхность солнечного тепла и атмосферных осадков, а также исключения латерального поступления веществ; (4) ненарушенность структуры растительного покрова и почв и (5) легкая («провальная») водопроницаемость для атмосферных осадков почв и пород.

Таблица

Валовое содержание элементов в почве и листве березы элементарных автономных ландшафтов геохимического фона и геоэкологической зоны мертвопокровного березняка на территории Карабашской техногенной аномалии

Химические элементы	Степень *n* в $*10^{-n}$ %	Гумусосфера		Горизонт ВС		Листва березы, зола	
		геохимический фон, гор. А1	зона МБ, гор. А1Т	геохимический фон	зона МБ	геохимический фон	зона МБ
Халькофильные металлы							
Медь	-3	30 – 50	300-500	10 – 30	10- 30	40 – 50	40 – 80
Цинк	- 2	15 – 50	40 – 50	8 – 15	8 – 15	25 – 60	200
Серебро	- 5	50 – 100	80 – 150	1 – 3	1 – 3	50 – 100	50 – 100
Кадмий	- 4	не обн.	10 – 40	не обн.	не обн	10	30 – 40
Свинец	- 3	20 – 100	40 – 200	8 – 10	8 – 40	40 – 80	150-200
Халькофильные неметаллы							
Мышьяк	- 2	Не обн.	8 – 15	Не обн.	Не обн.	Не обн.	Не обн.
Сурьма	- 3	Не обн.	3 – 15	Не обн.	Не обн.	Не обн.	8 – 15
Литофильные с постоянной валентностью, образующие катионы и анионы							
Скандий	- 4	7 – 15	7 – 15	5 – 20	5 – 20	Не обн.	Не обн.
Литофильно – халькофильные							
Олово	- 4	5 – 20	15 – 20	5 – 10	5 – 10	30 – 50	30 – 50
Сидерофильные металлы группы железа							
Хром	- 3	30 – 50	150	40 – 50	150	3 – 4	2 – 5
Никель	- 3	30 – 60	60	20 – 80	150	20 – 40	35
Кобальт	- 4	10 – 30	15 – 40	10 – 60	10 – 60	3 – 30	20 – 50
Литофильные и сидерофильные с переменной валентностью, образующие катионы и анионы							
Титан	-2	10 – 40	10 – 40	10 – 50	10 – 50	2 – 8	2 – 8
Ванадий	- 3	7 – 30	7 – 30	8 – 30	8 – 30	1 – 2	1 – 3
Молибден	- 5	5 – 30	5 – 30	5 – 20	5 – 20	10 – 20	10 – 20

В соответствии с названными условиями в качестве природной модели фонового ландшафта выбран низкогорный массив высотой 634,8 м с относительным превышением 190–200 м, сложенный комплексом зеленокаменных пород и покрытый ненарушенным лесом. Он расположен южнее города Карабаш на междуречье р. Миасс – Большой Киалим и западнее северной части Ильменского хребта. Структура его почвенно-растительного покрова хорошо сохранилась. Слабовыпуклая вершинная поверхность и прилегающие к ней верхние части склонов покрыты ненарушенным сосново-березовым разнотравно-злаковым брусничным лесом с примесью липы, рябины и осины. Почвы на вершинной поверхности горного массива фрагментарные грубогумусово-аккумулятивные на каменистом элювии зеленокаменных пород. На прилегающих верхних частях склонов почвы неполноразвитые горно-лесные бурые с профилем А – ВС на каменистом элюво-делювии. Автономный элементарный ландшафт вершинной поверхности этого горного массива был выбран в качестве фонового ключа для геохимического оценивания геоэкологических ситуаций на территории КМК. Ниже по склонам и до самого подножья горного массива лес постепенно сменяется его разнотравно-вейниково-черничным вариантом на щебнистых горно-лесных почвах мощностью до 80 см. Местами на склонах встречаются мочажины разгрузки по трещинам в породах атмосферных вод. Редкие случаи высокого прохождения над вершиной фонового горного массива пылегазовых факелов со стороны КМК не влияют на закисление почв. Этому благоприятствуют активное аэроциркуляционное и инфильтрационное самоочищение вершинной поверхности. Содержание в почвах автономного элементарного

ландшафта сульфат-иона составляет 0,08–0,12 мг-экв на 100 г мелкозема, pH фиксируется в интервале 5,6–6,2 и поддерживается щелочной средой при выветривании щебнисто-глыбового элювия зеленокаменных метасоматитов. Содержание органических веществ в грубогумусовом горизонте фоновых почв автономного ландшафта составляет 7–13%.

В Бронницкой ГГЭ с двойным–тройным дублированием проб был выполнен эмиссионный спектральный полуколичественный анализ почв и золы листвы берез на металлы и мышьяк, всего на 15 элементов. Самой низкой является чувствительность этого анализа на мышьяк, цинк и титан: $1 \cdot 10^{-2}$ %. Соответственно присутствие мышьяка в количествах ниже его кларков в почвах и растительности не обнаружено. Он определяется только при его повышенных и высоких содержаниях, но этого условия вполне достаточно для разделения фоновых и аномальных содержаний мышьяка в почвах. На порядок выше чувствительность этого анализа на медь, свинец, сурьму, никель, хром и ванадий: $1 \cdot 10^{-3}$%, на кобальт, кадмий, олово и скандий $1 \cdot 10^{-4}$%. Наиболее высокая чувствительность анализа на молибден и серебро: $1 \cdot 10^{-5}$%.

Результаты анализов и сравнение содержаний рассматриваемых элементов в почвах и золе листвы берез автономных элементарных ландшафтов на участке геохимического фона и техногенно аномальной зоны МБ представлены в табл. Порядок перечисления элементов в табл. приводится согласно геохимической классификации элементов земной коры по А.И. Перельману [6, рис. 114] и с учетом геохимической специфики формирования КТА.

Первостепенное значение отводится группе халькофильных металлов (медь, цинк, серебро, кадмий, свинец). Группа халькофильных неметаллов (мышьяк, сурьма) относится к экологически опасному классу элементов и одновременно представляет интерес как элементы-индикаторы остроты геоэкологического состояния окружающей среды, в которой протекает жизнедеятельность местного населения. Завершает ряд рассматриваемых нами элементов сидерофильные металлы группы железа: хром, никель, кобальт, содержание которых, за исключением кобальта, в пыли эмиссий КМК весьма значительно.

Анализ и сравнение валовых содержаний элементов в ландшафтах геохимического фона и техногенной аномальной зоны МБ позволяет выявить важные геохимические особенности, которые служат индикационными признаками аэрального техногенного загрязнения среды КМК. В силу того, что аэротехногенному загрязнению подвергается прежде всего гумусовый горизонт почв, для разделения геохимических особенностей фонового ландшафта и техногенной аномальной зоны МБ необходимо показать различия сравниваемых ландшафтов по содержаниям элементов в почвенном горизонте ВС. Это сравнение показало идентичность ландшафтов фона и зоны МБ практически по всем изучаемым элементам.

Исключение составляют повышенные содержания в горизонте ВС почв зоны МБ никеля и хрома, которые вместе с окислами железа в большом количестве выпадают на поверхность из пыли эмиссий комбината и мигрируют вглубь в виде суспензий. Тем не менее, идентичность валовых содержаний остальных изучаемых элементов в горизонте ВС ландшафтов фона и зоны МБ подтверждает тот факт, что при аэротехногенном загрязнении ландшафтов наибольшей экологической опасности подвергается «гумусосфера» (термин Л.Г. Бондарева [3]). Из этого следует, что для идентификации аэрогенной техногенной аномалии достаточно провести геохимическое опробование гумусового горизонта почв. Аэральное загрязнение гумусового слоя подтверждает опасность его дефляции. Это обстоятельство допускает более широкое использование понятия «гумусосфера» при геохимическом изучении современных ландшафтов с вводом в теорию и методологию геохимии ландшафтов таких новых понятий, предлагаемых нами, как геохимия гумусосферы, гумусосфера фоновых ландшафтов, гумусосфера тех-

ногенных аномалий, гумусосфера агроландшафтов, гумусосфера пастбищ и т.д. Для геохимической сопоставимости этих объектов из разных природных регионов целесообразнее использовать кларки, но при изучении влияния техногенной аномалии на окружающие ее ландшафты важнее сопоставление с местным геохимическим фоном.

Важно отметить, что, как следует из данных таблицы, большая часть элементов не обнаруживает тенденции к биогенному накоплению элементов в гумусосфере и в золе березы как в ландшафте фона, так и в зоне МБ. Это хром, никель, кобальт, титан, ванадий, молибден, а также скандий, кадмий, мышьяк и сурьма. При этом кадмий, мышьяк и сурьма почве и в золе березы фонового ландшафта не обнаружены, соответственно, их присутствие в заметных количествах в гумусосфере зоны МБ является сигналом ее аэротехногенного загрязнения. Из этих трех элементов в золе листьев березы из зоны МБ обнаружены только кадмий и сурьма, подтверждая их роль, наряду с мышьяком, геоэкологических маркеров.

Биогеохимическое накопление элементов относительно горизонта ВС наиболее активно выражено для серебра и свинца. При этом содержания серебра в гумусосфере и в листве золы березы ландшафтов фона и зоны МБ не различаются, возможно, это связано с его равномерным аэрогенным рассеянием на данной территории. Примерно в таких же повышенных количествах, что и серебро, в гумусосфере и в листьях березы на фоне присутствует свинец, но в зоне МБ его содержания в листьях березы вдвое выше, чем серебра, что позволяет выделить эту зону как биотехногенный ареал по свинцу.

Слабо выражена тенденция к биогенному накоплению в гумусосфере фонового ландшафта у меди и цинка. Поэтому весьма высокий «всплеск» содержаний меди в гумусосфере зоны МБ явно свидетельствует о его аэротехногенном поступлении на поверхность. В то же время содержание меди в листьях березы зоны МБ не отличается от содержания в гумусосфере и в листьях березы фонового ландшафта. По-видимому, накопление меди в горизонте А1Т зоны МБ ингибирует ее биологический захват березой. Цинк обнаруживает поведение противоположное меди: не накапливаясь в гумусосфере зоны МБ, цинк дает пик содержания в листьях березы этой зоны. Возможно, цинк в большей степени, чем медь, мигрирует в водорастворимой форме, более доступной для березы. Таким образом, высокие валовые содержания в листьях березы цинка совместно с повышенными содержаниями свинца, кадмия и сурьмы выделяют зону МБ как технобиогеохимический ареал. Отмеченные высокие содержания меди, хрома, мышьяка, сурьмы и кадмия в гумусосфере зоны МБ оказывают угнетающее действие на растительные свойства березы (занижены высота, диаметр ствола) и обусловливает отсутствие наземного покрова.

Таким образом, подводя итог, можно сказать, что по сравнению с фоновым ландшафтом геохимическим признаком техногенной аномальной зоны МБ является присутствие в ее гумусосфере мышьяка, кадмия, сурьмы, высоких содержаний меди, свинца, хрома, а в золе листьев березы – кадмия, сурьмы и значительное накопление цинка и свинца.

Приведенные в табл. валовые содержания химических элементов в разных компонентах ландшафтов фона и техногенно аномальной зоны МБ дают представление о максимальных и минимальных содержаниях каждого элементав том или ином компоненте этих ландшафтов. Так, наиболее высокие содержания меди выявлены в гумусосфере зоны МБ, цинка – в золе березы в зоне МБ, свинца, кадмия и сурьмы – в гумусосфере и в листьях березы зоны МБ, мышьяка – в гумусосфере зоны МБ. Самые низкие валовые содержания хрома, титана и ванадия отмечены в золе листьев березы ландшафтов фона и зоны МБ. Молибден и кобальт обнаруживают равномерное рассеяние на фоне и в зоне МБ.

Проведенные исследования подтверждают возможность выделения фонового (или условно фонового) ландшафта в окрестностях Карабашской техногенной аномалии с учетом определенных требований к геофизическим (энергетическим) условиям его местоположения.

Литература

1. Дегтярев П.Я. Золотодобывающая промышленность Челябинской области // Проблемы географии Урала и сопредельных территорий: мат-лы III Всеросс. науч.-практ. конф. с междунар. участием, 20-22 мая 2014 г. Челябинск: «Край Ра», 2014. С. 10-21.

2. Баранов Э.Н., Берман Ю.С., Карпухина В.С., Лежепеков Л.Г. О соотношении колчеданной и золотой минерализации (на примере месторождения типа куроко) // Геохимия. 1989. № 4. С. 552-558.

3. Бондарев Л.Г. Ландшафты, металлы и человек. М.: Мысль, 1976. 72 с.

4. Грачев В.А. Экологические проблемы металлургической промышленности и законодательство Российской Федерации // Проблемы региональной экологии. 2004. № 4. С. 98-102.

5. Макунина Г.С. Геоэкологические особенности Карабашской техногенной аномалии // Геоэкология, инженерная гидрогеология, геокриология. 2001. № 3. С. 221-226.

6. Перельман А.И. Геохимия. М.: Высшая школа, 1989. 528 с.

УДК 504.53 + 631.416.9

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ПОЧВАХ ЗОНЫ ВЛИЯНИЯ АВТОМОБИЛЬНОГО ТРАНСПОРТА Г.РОСТОВА-НА-ДОНУ

Малков Р.А., Брык И.В.

Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону,
e-mail: roma30061995@mail.ru, brykvan@gmail.com

Проблема негативного воздействия автомобильного транспорта на городскую среду в южных городах Российской Федерации, в том числе и Ростове-на-Дону, является крайне актуальной. Это вызвано тем, что после экономического спада в 1990-е гг., большинство промышленных предприятий были закрыты и объем поступающих загрязняющих веществ в воздушный бассейн города резко снизился.

Актуальность проблемы можно подтвердить с помощью следующих фактов:

- ежегодный прирост автомобильных средств на душу населения города, и как следствие, увеличение объемов поступающих в городскую среду загрязняющих веществ. Вклад автотранспорта в загрязнение атмосферного воздуха в Ростове-на-Дону составляет более 95% [1]. В основном к ним относятся выхлопы продуктов сгорания углеводородов, частицы истирания автомобильных шин и деталей, дорожного покрытия и др. [2];

- по существующим данным, исследуемые территории были загрязнены тяжелыми металлами вдоль всей зоны воздействия автомобильного транспорта;

- изменяющаяся социально-экономическая обстановка требует оценки современного состояния городской среды, т.к. вдоль оживленных дорог города происходит интенсивная застройка жильем и офисными зданиями.

Влияние автотранспорта на загрязнение придорожных почв было рассмотрено на примере улицы Красноармейской и проспекта Стачки, которые находятся на пересечении транспортных путей города Ростова-на-Дону. Они имеют не только глобальное значение в инфраструктуре города, но и ближайших населенных пунктов. Обе магистрали круглогодично переполнены транспортом, а в последние несколько лет нагрузка на них только увеличилась и закономерно будет увеличиваться. Возведенный несколько лет назад Темерницкий мост и его развязка, которые заменили закрытый на реконструкцию Ворошиловский мост, играют важную роль в экологической обстановке города. Основным объектом исследований стал почвенный покров вблизи транспортных путей, т.к. почвы накапливают загрязнение в течение десятков и сотен лет.

Работы начались с анализа и предварительного осмотра исследуемой территории. Следующим шагом стало составление системы профилей, представляющих собой пересечение основной автомагистрали с поперечными улицами. Для изучаемых магистралей есть несколько общих черт, но основной является их расположение. Они пересекают город с востока на запад, и при необходимости их можно представить на едином профиле, где они будут иметь общую точку в районе привокзальной площади.

Так, для изучения на улице Красноармейской был взят участок от Гвардейского переулка до Театрального проспекта. Общее количество профилей составило 9, расстояние между ними – 400-500 м, на них было исследовано в общей сложности 24 точки. По проспекту Стачки был выделен участок, на который приходится основной трафик, от улицы Портовой до улицы Р. Зорге. Общее количество профилей составило 5 (20 точек), среднее расстояние между ними 1 км.

Отбор проб на обоих участках проводился во второй половине марта 2016 г. Пробы отбирались классическим «методом конверта» 5×5 м, если позволяла площадь. Точки отборав проб отличались по различным параметрам: отдаленность от дороги,

площадь участка, с которого отбирались пробы, наличие растительности и др. На Красноармейской ул. было несколько участков, закрытых от прямого воздействия автотранспорта кустарниковыми растениями. Для проспекта Стачки наличие кустарников и ограждений не характерно, но проявились геоморфологические различия – от улицы Портовой до площади Дружинников отмечено повышение абсолютных высот.

Отобранные пробы были проанализированы в лаборатории ОАО «Южгеология» методом приближенно-количественного спектрального анализа. Следующим этапом стала обработка результатов с выявлением превышений концентраций тяжелых металлов над региональным фоном. Полученные данные представлены в табл. 1. Они свидетельствуют о том, что в пределах улицы Красноармейской и проспекта Стачки в настоящее время нет явного источника загрязнения почв тяжелыми металлами, поскольку ни один элемент не превышает ПДК, а по превышениям над региональным фоном негативных показателей нет.

Таблица 1

Распределение химических элементов в почвах зоны влияния автомобильного транспорта, мг/кг

Элементы	Пределы колебаний содержаний		Среднее содержание		Региональный фон [3]	ПДК (ОДК) [4,5]	Среднее превышение над региональным фоном	
	1*	2	1	2			1	2
Cu	40 – 80	40 – 80	53	56	34,8	132	1,52	1,61
Pb	8 – 40	10 – 80	15	28	24	130	-	1,17
Zn	40 – 100	50 – 200	68	84	84,3	220	-	-
V	80 – 100	60 – 150	93	100	96	150	-	1,04
Ni	30 – 60	30 – 50	44	41	45	80	-	-
Co	8 – 20	8 – 15	13	10	8	-	1,63	1,25
Cr	60 – 400	80 – 200	159	120	100	-	1,6	1,2

*1 – улица Красноармейская; 2 – проспект Стачки

Рассмотрим показатели относительно значения регионального фона и составим геохимические ассоциации для обеих придорожных территорий.

Коэффициенты концентрации:

- ул. Красноармейская: $Co_{1,63}Cr_{1,6}Cu_{1,52}$
- пр-т Стачки: $Cu_{1,61}Co_{1,25}Cr_{1,2}Pb_{1,17}V_{1,04.}$

По коэффициенту концентрации выделяются следующие элементы – кобальт, хром и медь на ул. Красноармейской. Данные результаты положительны для исторического центра города, где техногенная нагрузка постоянна. Результаты проспекта Стачки схожи, т.к. на данном участке выделяются превышения по тем же элементам – медь, кобальт и хром, а также незначительно превышают свинец и ванадий.

Следует учесть тот факт, что буквально 10-15 лет назад придорожные ландшафты были загрязнены соединениями свинца, который использовался как присадка в автомобильном топливе. А после перехода на стандарты евро-3 и евро-4, которые запрещают использование этилированного бензина ситуация изменилась. Она ярко проявляется результатах: концентрация свинца даже не превышает региональный фон.

Коэффициенты рассеяния:

- ул. Красноармейская: $Pb_{1,6}Zn_{1,24}V_{1,03}Ni_{1,02}$
- пр-т Стачки: $Ni_{1,1}Zn_{1,004}$

Анализируя ряды коэффициентов рассеяния, можно сделать вывод о том, что в пределах обеих придорожных зон происходит выщелачивание никеля и цинка, а на улице Красноармейской также свинца и ванадия.

Для обоих придорожных участков были рассчитаны суммарные показатели загрязнения почв Zc. В максимально «грязной» точке Zc равнялось 6, что соответствует «допустимой» категории загрязнения почв городских территорий. Это является позитивным результатом для такого заселенного города, как Ростов-на-Дону.

В 1998 г. были созданы карты фактических концентраций некоторых химических элементов в ландшафтах г. Ростова-на-Дону [6]. По фактическим концентрациям меди, свинца и цинка можно провести ретроспективный анализ эколого-геохимической ситуации.

По данным 1998 г., концентрация свинца в почвах ул. Красноармейской достигала 500 мг/кг, особенно выделяется пересечение с проспектом Ворошиловским. По нашим оценкам, максимальное содержание свинца составляет 40 мг/кг, оно было зафиксировано в другом месте, а среднее содержание и вовсе не достигает значений регионального фона.

Содержание свинца по проспекту Стачки несколько выше, как на 1998 г., так и на данный момент. В 1998 г. концентрация свинца местами достигала 1000 мг/кг, так, выделяется участок проспекта Стачки (площадь Дружинников). В настоящее время максимальное содержание свинца составляет 80 мг/кг, а среднее содержание незначительно превышает региональный фон.

В 1998 г. общее содержание меди на изучаемых территориях доходило до 200 мг/кг, судя по карте. Выделяется также участок в районе пересечения улицы Красноармейской и проспекта Ворошиловского, и проспекта Стачки и улицы Интернациональной (площадь Дружинников). Современные данные очень отличаются от данных 1998 г., средние концентрации элемента снизились в 4 раза, а при сравнении с отдельными точками разница составляет десятки раз.

При опробовании в 1998 г. были выделены содержания цинка с максимумом до 1500 мг/кг, на восточной окраине улицы Красноармейской. Современные данные сильно отличаются от этой цифры: среднее значение – 68 мг/кг, а самая грязная точка 100 мг/кг. По проспекту Стачки на 1998 г. наблюдается в целом меньшее содержание цинка, в среднем до 600 мг/кг. В настоящее время содержание цинка резко уменьшилось и теперь составляет в среднем 84 мг/кг, а максимальной стала точка с содержанием цинка 200 мг/кг.

Такая ситуация с содержанием тяжелых металлов крайне отличается от той, что мы ожидали увидеть. На данный момент можно предполагать, что основная причина в экологическом усовершенствовании автомобильного транспорта: повышение износостойкости автомобильных деталей и шин, улучшение систем дожига топлива, и в особенности, переход на более чистое топливо. Немаловажным фактором является вынос промышленного производств за черту города, что подтверждается на примере Ростовской табачной фабрики, которая была перенесена с улицы Красноармейской в промзону «Левобережная».

В ходе проведенного нами исследования, вопреки ожиданиям высокого содержания в почвах тяжелых металлов вдоль оживленных автомагистралей по проспекту Стачки и улицы Красноармейской, мы выявили их снижение. Чтобы окончательно убедиться в результатах исследований, необходимо через несколько лет провести повторные опробования почв на наличие неорганических загрязнителей, в т.ч. тяжелых металлов.

Следующим этапом изучения этих участков станет анализ проб на агрохимические показатели и органические загрязнители. Это даст основание сделать вывод о со-

стоянии почвенного покрова придорожных зон одних из главных магистралей города Ростова-на-Дону.

Литература

1. Василенко В.Н., Урбан В.А. Экологический вестник Дона «О состоянии окружающей среды и природных ресурсов Ростовской области в 2014 году». Ростов-на-Дону, 2015. 385 с.

2. Воробьев С.А., Самаев С.Б. Ореолы загрязнения автотранспортных магистралей // Вестник Московского университета. Серия 4. Геология. 2002. № 6. С. 47-53.

3. Коханистая Н.В., Шишкина Д.Ю. К вопросу о региональном геохимическом фоне // Актуальные проблемы наук о Земле // Сб. тр. науч. конф. студентов и молодых ученых с международным участием. Ростов н/Д.: Изд-во ЮФУ, 2015. С. 362-364.

4. ГН 2.1.7.2511-09. Ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. М., 2009. 11 с.

5. ГН 2.1.7.2041-06. Предельно-допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. М., 2006. 15 с.

6. Приваленко В.В., Безуглова О.С. Химическое загрязнение городских почв тяжелыми металлами и его оценка // Экологические проблемы антропогенных ландшафтов Ростовской области. Т. 1. Экология города Ростова-на-Дону. Ростов-на-Дону: Изд-во СКНЦВШ, 2003. С. 241-256.

УДК 550.84

ПРИМЕНЕНИЕ ШЛИХОГЕОХИМИЧЕСКОГО МЕТОДА ПРИ ПОИСКАХ ЗОЛОТОРУДНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ НА ЕНИСЕЙСКОМ КРЯЖЕ

Мансуров Р.Х., Зеликсон Б.С.

Центральный научно-исследовательский геологоразведочный институт цветных и благородных металлов, Москва, e-mail: rinman81@bk.ru

В период 2013-2015 гг. специалистами ФГУП ЦНИГРИ осуществлялись поисковые работы на выявление крупнообъемного золотого оруденения, локализованного в углеродистых карбонатно-терригенных отложениях в пределах Средне-Ишимбинской площади, расположенной в восточной части Енисейской золоторудной провинции, в 120 км юго-восточнее г. Северо-Енисейск.

Следует отметить, что поиски коренного золотого оруденения в горно-таежных ландшафтных условиях Енисейского кряжа, как правило, затруднены значительной закрытостью склонов и водоразделов, развитием многолетнемерзлых моховых и гумусово-торфяных слоев значительной мощности. В таких условиях традиционные методы поисков недостаточно эффективны, поскольку информативный для оценки золотоносности надкоренной элювиально-делювиальный слой перекрыт дальнеприносными отложениями. Т.е. стандартное шлиховое и литохимическое опробование по вторичным ореолам рассеяния (ВОР) подпочвенного горизонта не позволяет выявлять аномалии золота и сопутствующих элементов. В связи с отмеченным фактом при проведении поисковых работ применялась «Методика поисков золоторудных месторождений в сложных горно-таежных ландшафтах», позволяющая в достаточно короткие сроки, с использованием минимального объема горно-буровых работ оценить золотоносность и ресурсный потенциал поисковых участков в ранге рудных полей [1].

Согласно вышеназванной методике, в целях получения максимально достоверных результатов о золотоносности исследуемой перспективной площади осуществлялся комплекс поисковых работ, включающий в себя три основных последовательных этапа [2, 3].

На первом этапе поисков площадь изучалась серией опорных профилей с применением комплекса геологических (поисковые маршруты), геохимических (литохимическое опробование по ВОР информативного надкоренного слоя элювиально-делювиальных отложений) и геофизических (электро-, грави- и магниторазведка) методов. Кроме того, выполнялись геохимические поиски по потокам рассеяния (ПР). Комплексирование методов поисков позволило уже на раннем этапе исследований определить наиболее перспективные поисковые участки для проведения дальнейших геологоразведочных работ (ГРР), в пределах выявленных рудоконтролирующих зон складчато-разрывных деформаций (рассланцевания). Перспективные участки выделены по первичным ореолам (ПО), ВОР, наличию прожилково-вкрапленной бурошпатизации (железо-магнезиальной карбонатизации) и сульфидизации, кварцевой жильно-прожилковой минерализации в элювиально-делювиальных отложениях.

На втором этапе исследований на перспективных участках осуществлялись площадные литохимические поиски по ВОР, проходка линий копушей глубиной 0,8-1 м и шурфов до коренных пород, а также бульдозерных расчисток глубиной 1 м. Производилось шлиховое, сколковое (точечное) и литохимическое опробование по ВОР надкоренного малосмещенного информативного слоя элювиально-делювиальных отложений в забойной части горных выработок, а также бороздовое опробование полотна шурфов.

На третьем этапе поисков наиболее минерализованные участки были вскрыты бульдозерными траншеями до коренных пород, в результате выявлены эпицентры повышенных содержаний золота (более 0,3 г/т) – потенциально рудные зоны. Последние пересечены скважинами, установлены содержания золота до 6,5 г/т в отдельных пробах в ПО.

Таким образом, комплекс выполненных исследований по методике поисков золоторудных месторождений в сложных горно-таежных ландшафтах позволил получить максимально достоверные фактические данные о распределении шлиховых и литохимических ореолов на перспективной площади.

В целях апробации методики шлихогеохимических поисков золоторудных объектов применительно к условиям Енисейского кряжа изучался минеральный состав и распределение золота и сопутствующих элементов в электромагнитной и тяжелой немагнитной фракциях шлихов, отобранных из забоя шурфов, пройденных на поисковом участке детализационных работ Южный. В пределах последнего выявлена серия золотоносных минерализованных зон с содержаниями золота более 0,1 г/т в ПО и ВОР. В шлиховых ореолах минерализованные зоны выявляются по содержаниям более 10 знаков золота на шлиховую пробу (достигают 50 знаков). Аналитические исследования выделенных фракций (атомно-абсорбционный анализ на золото и ICP MS на 70 элементов) выполнены в ЦНИГРИ.

Следует подчеркнуть, что разработанный в ЦНИГРИ шлиховой минералого-геохимический метод поисков золоторудных месторождений первоначально основывался на эмпирически установленной положительной корреляционной связи между золотоносностью территории и аномальными концентрациями золота и сопутствующих элементов в объединенной электромагнитной фракции шлихов, а также наличием в ней кристаллов лимонитизированного пирита, в особенности октаэдрического и пентагондодекаэдрического габитуса [4]. Впоследствии в результате изучения шлихогеохимических ореолов эталонных золоторудных месторождений различных геолого-промышленных типов была установлена высокая поисковая информативность тяжелой немагнитной и легкой фракций. Кроме того, подчеркнута необходимость выбора наиболее простого и оперативного способа обработки шлихов с целью получения информации о золотоносности исследуемой территории.

Минеральный состав шлихов изучался по стандартной для сокращенного полуколичественного минералогического анализа схеме с выделением и анализом магнитной, электромагнитной, тяжелой немагнитной и легкой фракций. Магнитная фракция, представленная хорошо ограненными кристаллами магнетита, составляет, как правило, не более 1% объема шлиха. Электромагнитная фракция представлена гидроксидами железа, гетитом (гидрогетитом), ильменитом. Основным минералом тяжелой немагнитной фракции является пирит различных кристаллографических форм, среди которых наиболее распространены кубы (до 90% объема фракции) и кубооктаэдры. Содержания пирита пентагондодэкаэдрического габитуса обычно составляет первые проценты, увеличиваясь до 30% над золотоносными зонами, где также фиксируются максимальные содержания шлихового золота. В монофракциях пирита выявлены высокие содержания золота (до 10 г/т), мышьяка (до 2120 г/т), меди (до 860 г/т), а также аномальные концентрации висмута, вольфрама, сурьмы.

Анализ распределения золота и сопутствующих элементов в электромагнитной и тяжелой немагнитной фракциях шлихов показал, что средние содержания золота в них практически не отличаются, в то время как концентрации As, Sb, Bi, W, Cu, Ni, Co, Pb, Zn, Mo в электромагнитной фракции в 1,6-2,7 раза выше. Корреляционным анализом в обеих фракциях установлена практически идентичная структура корреляционных связей с золотоносной Au–As–Bi и сопутствующей ей Cu–Ni–Co–Mn ассоциациями. Также

установлены значимые положительные корреляционные связи в рядах Na–K, Ca–Mn–Sr.

В результате исследований установлено, что наиболее контрастно золотоносные зоны фиксируются по аномальным концентрациям золота и элементов-спутников в тяжелой немагнитной фракции шлихов, а также по средним значениям содержаний рудных элементов в тяжелой немагнитной и электромагнитной фракциях т.е. практически по валовому элементному составу шлихов [5].

Таким образом, анализ шлиховых проб без их разделения на фракции не снижает результативности шлихогеохимического метода и существенно упрощает технологию его применения, тем более, что выделение достаточной для анализа навески электромагнитной фракции зачастую не представляется возможным.

Литература

1. Иванов А.И. Экспрессный метод поисков золоторудных месторождений в сложных горно-таежных ландшафтах // Руды и металлы. 2014. № 1. С. 36-42.

2. Иванов А.И., Васюков В.Е., Мансуров Р.Х. и др. Новые данные по технологии прогноза, поисков и оценки большеобъемных золоторудных месторождений в углеродисто-терригенных комплексах // Научно-методические основы прогноза, поисков и оценки месторождений цветных и благородных металлов, алмазов - состояние и перспективы. Сб. тезисов докладов научно-практической конференции. М.: ЦНИГРИ. 2016. С. 24-26.

3. Мансуров Р.Х., Зеликсон Б.С., Курмаев А.В. Применение экспрессной методики поисков золоторудных месторождений в горно-таежных ландшафтах на примере поисковых работ на большеобъемное золотое оруденение в пределах Средне-Ишимбинской площади // Руды и металлы. 2015. № 4. С. 39-50.

4. Гуреев В. Ф. Минералого-геохимический шлиховой метод поисков золоторудных месторождений / Министерство геологии СССР. ЦНИГРИ. М., 1970. 9 с.

5. Мансуров Р.Х., Зеликсон Б.С. Методические аспекты применения шлихогеохимического метода при поисках золота в условиях Енисейского кряжа // Научно-методические основы прогноза, поисков и оценки месторождений цветных и благородных металлов, алмазов - состояние и перспективы. Сб. тезисов докладов научно-практической конференции. М.: ЦНИГРИ, 2016. С. 40-41.

УДК 631.46:631.811.1:58.009:574.4

ФРАКЦИОНИРОВАНИЕ ИЗОТОПОВ АЗОТА РАСТЕНИЯМИ ГОРНО-ТУНДРОВЫХ ЭКОСИСТЕМ С РАЗНЫМ ТИПОМ МИКОРИЗЫ

Маслов М.Н.(1), Макаров М.И.(1), Малышева Т.И.(1), Бузин И.С.(1), Тиунов А.В.(2)
(1) *МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: maslov.m.n@yandex.ru*
(2) *Институт проблем экологии и эволюции имени А.Н. Северцова РАН, e-mail: a_tiunov@mail.ru*

Одной из характерных черт биогеохимии тундровых экосистем является накопление на поверхности почвы слабогумифицированного органического вещества, в котором консервируется значительное количество азота (N). При этом образование доступных для питания растений аммонийного и нитратного азота происходит медленно, и их концентрации в тундровых почвах крайне низки. В результате доступность N может быть важным фактором, ограничивающим продуктивность тундровых экосистем [1], и способствующим развитию конкурентных взаимоотношений за этот ресурс, как между растениями, так и между растениями и микроорганизмами. Так, конкуренция растений и микроорганизмов за азот обозначена как ключевая особенность функционирования тундровых экосистем [2]. Одновременно известно, что в азотном питании растений холодных биомов важную роль играет микоризный симбиоз, который в условиях низкой доступности неорганических соединений азота обеспечивает растениям доступ к органическим формам элемента [3]. Значимость органических источников азота в питании растений хорошо известна для видов, образующих симбиозы эктомикоризного и эрикоидного типов [3], доминирующих в составе большинства фитоценозов на кислых почвах с поверхностным органогенным горизонтом, которые широко распространены в горно-тундровых экосистемах. Вместе с тем, в холодных биомах представлены и травяные растения, образующие преимущественно микоризный симбиоз арбускулярного типа. В отношении арбускулярной микоризы, роль которой в фосфорном питании растений хорошо известна, существуют противоречивые данные о ее значении в повышении доступности азота.

Несмотря на превалирующее мнение о существовании значительной разницы в изотопном составе азота растений с эктомикоризой и эрикоидной микоризой, с одной стороны и растений с арбускулярной микоризой, с другой стороны, связанной с разным значением этих типов микориз в азотном питании растений [4], есть указания и на отсутствие таких различий. Например, изотопная идентичность азота показана для растений с разными типами микоризы на альпийской лишайниковой пустоши на Северном Кавказе [5].

В связи с этим необходимо продолжить исследования, устанавливающие взаимосвязи между доступностью азота в почве и изотопным составом азота в растениях с разным типом микоризного симбиоза. Новые результаты должны помочь решить вопрос о причинах формирования легкого изотопного состава у растений с арбускулярной микоризой в условиях функционирования фитоценозов холодных биомов. А именно, связано ли это с активным участием арбускулярной микоризы в азотном питании растений и фракционировании изотопов между грибами и растениями, или причина заключается в отличающемся по изотопному составу азотном субстрате в почвах разных экосистем.

В качестве объекта исследования послужили четыре горно-тундровых экосистемы Хибин в пределах геоморфологического профиля. Объекты включали кустарничково-лишайниковую пустошь (КЛП), приуроченную к автоморфным позициям, кустарниковую пустошь или ерниковое сообщество (КП) в автоморфно-транзитных позициях,

разнотравно-злаковый луг (РЗЛ) в транзитно-аккумулятивных позициях и злаково-осоковый луг (ЗОЛ) в аккумулятивных. Максимальное расстояние между сообществами не превышало 80 метров, а разница по высоте местоположений 8 м. Выбор видов растений для исследования в каждой экосистеме, основан на доминировании и на одновременной встречаемости в разных фитоценозах. В годичном приросте и листьях, а также тонких корнях растений были определены концентрация (элементный анализатор Carlo Erba NC 2500) и изотопный состав (масс-спектрометр Delta^{plus}) азота.

В изученных экосистемах формируются сухоторфяно-подбур иллювиально-гумусовый, или Folic Leptosol в экосистеме КЛП, литозем перегнойно-грубогумусовый, или Folic Leptosol в КП и литоземы перегнойно-темногумусовые потечно-гумусовые, или Haplic Leptosols в луговых экосистемах РЗЛ и ЗОЛ. В почвах определяли концентрацию азота, экстрагируемого 0,05 М K_2SO_4, аммонийного азота и нитратного азота в поверхностном органогенном и первом минеральном горизонте на глубине не более 20 см, что соответствует глубине проникновения большей части корней растений. Все образцы почв и растений отбирали в пределах экосистемы случайным образом в пяти повторностях.

Исследованные экосистемы значительно различаются по содержанию неорганических соединений азота. При этом минимальные концентрации аммонийного и нитратного N отмечены для почв КЛП с постепенным возрастанием концентраций до максимальных в почвах ОЗЛ (табл. 1).

Таблица 1

Содержание разных форм азота в горно-тундровых почвах Хибин, мг/кг

Экосистема	Горизонт	N экстр	N орг	$N\text{-}NH_4^+$	$N\text{-}NO_3^-$
КЛП	TJ	17,5±4,5	15,5±4,7	1,6±0,2	0
	BFH	24,9±2,5	11,7±1,7	13,1±2,0	0
КП	OA	29,0±8,4	24,9±5,7	3,7±3,2	0,3±0,1
	OAh	32,6±7,7	8,6±4,3	21,4±10,1	0
РЗЛ	AH1	69,6±12,3	15,0±4,4	53,4±12,5	1,1±0,3
	AH2	39,5±5,9	10,5±2,9	22,8±4,3	6,2±0,4
ЗОЛ	AH1	161,0±31,8	30,8±10,6	126,2±25,6	4,0±0,3
	AH2	39,9±1,8	20,8±2,4	14,8±2,2	4,4±1,1

Почвы горно-тундровых экосистем, расположенных в разных частях геоморфологического профиля различаются не только по количественному содержанию разных фракций лабильного азота, но и по соотношению этих фракций. Так, в поверхностных горизонтах почв КЛП и КП лабильный азот представлен в основном органическими соединениями с невысокими концентрациями аммонийного азота и отсутствием или следовыми количествами нитратного азота. Почвы луговых экосистем, приуроченных к транзитно-аккумулятивным и аккумулятивным позициям ландшафта, характеризуются преобладанием в составе лабильного пула N минеральных соединений, прежде всего, аммония.

В пределах кустарничково-лишайниковой пустоши содержание азота в листьях разных видов растений колеблется от 0,83% у *Vaccinium vitis-idaea* с микоризным симбиозом эрикоидного типа до 2,22% у безмикоризного *Juncus trifidus.* Единственный вид с арбускулярным типом микоризы в этом фитоценозе *Bartsia alpina* содержит 1,69% N. Для растений с эрикоидной микоризой этот диапазон широко варьирует от 0,83 до 1,93%. Предположение о том, что растения с арбускулярной микоризой содержат в листьях и годичном приросте больше азота, высказанное ранее [6] не подтверждается и для растений других сообществ. Так, среди растений кустарниковой пустоши только один вид с арбускулярной микоризой (*Solidago virga aurea*) из пяти характеризуется высоким содержанием азота относительно видов с другими типами микоризы. На зла-

ковом лугу такие растения как *Bartsia alpina, Nardus stricta* и *Deschampsia flexuosa* с арбускулярной микоризой являются одними из самых бедных азотом в сообществе. Для большинства изученных видов можно отметить повышение содержания азота в листьях при переходе от пустошей к лугам, что согласуется с возрастанием обогащенности почв лабильным азотом.

В пределах КЛП наибольшее содержание тяжелого изотопа азота отмечено для безмикоризного *J. trifidus* ($\delta^{15}N$ = 2,05‰). У остальных растений $\delta^{15}N$ значительно меньше: для растений, ассоциированных с эрикоидной микоризой, $\delta^{15}N$ снижается до -4,52 ÷ -7,29‰. Таким образом, растения с этим типом симбиоза значительно отличаются друг от друга по содержанию тяжелого изотопа азота в листьях. Такая же неоднородность по изотопному составу характерна для растений с арбускулярной микоризой в сообществе кустарниковой пустоши. Если растения кустарничковых экосистем сильно отличаются изотопным составом азота, то среди растений луговых сообществ различия в величине $\delta^{15}N$ не так велики. Так, на злаковом лугу только *J. trifidus* выделяется относительно тяжелым изотопным составом азота ($\delta^{15}N$=0,1‰). Для микоризных растений эта величина меняется от -3,85 до -1,73‰. Почти для всех растений с экто- и эрикоидным симбиозом характерно утяжеление изотопного состава N в листьях от КЛП к злаковому лугу.

Для корней растений характерно значительно меньшее содержание азота (от 0,35 до 1,34%) по сравнению с листьями. В корнях растений КЛП содержание азота варьирует от 0,45 до 0,95%. В экосистеме КП, где было изучено наибольшее число видов растений, разные растения с одним типом микоризы резко отличаются друг от друга по содержанию азота в корнях. Например, представители эрикоидного симбиоза *Empetrum nigrum* и *Vaccinium myrtillus* сходны по количеству азота (0,63%), однако в корнях *Vaccinium uliginosum* оно резко возрастает до 1,05%. Еще большее разнообразие по содержанию азота было зафиксировано для произрастающих здесь растений с арбускулярной микоризой. Среди пяти видов есть как один из наиболее богатых азотом – *B. alpina* (0,97% N), так и самый бедный в сообществе – *D. flexuosa* (0,35% N). Такая же картина характерна и для злакового и осокового лугов. Если в листьях изученных растений содержание азота, как правило, возрастало в ряду КЛП-КЛ-ЗЛ-ОЛ, то в корнях этих растений такую закономерность можно отметить только для видов с арбускулярной микоризой. В корнях *B.nana* и *J. trifidus* содержание азота практически не изменялось в разных сообществах, а для растений с эрикоидной микоризой данные различны: содержание азота не меняется на КЛП и КП для *E. nigrum*; возрастает от пустоши к злаковому лугу для *V.uliginosum*; сначала падает, а затем возрастает для *V. myrtillus.*

Изотопный состав азота в корнях растений в целом также значительно варьирует (δ15N изменяется от -6,38 до 0,95‰). В сообществе КЛП значение δ15N варьирует от -6,38‰ у *E. nigrum* до 0,55‰ у *J. trifidus*. Изотопный состав сильно различается не только в пределах сообщества, но и для разных растений с одним типом микоризы. Так, для корней растений с эрикоидной микоризой он равен -6,38‰ для *E. nigrum*, -4,44‰ для *V. uliginosum* и -3,49‰ для *V. myrtillus.* Для растений, произрастающих в экоситеме КП, также характерно большое разнообразие значений $\delta^{15}N$. Кроме того, эта величина в целом выше, чем для аналогичных растений КЛП. В корнях растений с эрикоидной микоризой $\delta^{15}N$ изменяется от -3,33 до -0,9‰, для арбускулярно-микоризных растений от -2,96 до 0,94‰. Положительные значения $\delta^{15}N$ зафиксированы только для двух видов с разными типами микоризных симбиозов (0,94‰ для *D. flexuosa* и 0,95‰ для *J. trifidus*). В сообществах пустошей корни растений характеризуются большим разнообразием значений $\delta^{15}N$, чем в луговых сообществах. Так, на злаковом лугу $\delta^{15}N$ меняется от -3,02 до -1,21‰, а на осоковом – от -2,77 до -1,23‰. Значения $\delta^{15}N$ увеличиваются в корнях всех растений в сообществе КП по сравнению с КЛП. При переходе от КЛП к ЗОЛ они

наоборот уменьшаются для *J. trifidus, N. stricta, D, flexuosa, S, virgaurea* и для *V. myrtillus*.

Таким образом, содержание азота в листьях большинства видов растений, вне зависимости от типа микоризного симбиоза, прямо связано с концентрацией лабильного азота в почвах. В корнях растений такая закономерность выражена хуже, особенно для растений с экто- и эрикоидным типом микоризы. Для большинства видов растений с экто- и эрикоидной микоризой характерно утяжеление изотопного состава азота от пустоши к злаковому лугу, что может свидетельствовать о снижении роли микоризы в азотном питании и, следовательно, во фракционировании изотопов. Однако более тяжелый изотопный состав азота в корнях растений с экто- и эрикоидной микоризой на более обеспеченных доступным азотом почвах не соответствует снижению степени участия микоризы в азотном питании. Вероятно, доминирующей причиной этого является более выраженное питание тяжелым аммонийным азотом. Для растений с арбускулярной микоризой утяжеление изотопного состава азота от пустоши к осоковому лугу наблюдается не для всех видов, что может свидетельствовать о разной роли микоризы у разных видов или о преимущественном использовании разными видами растений разных минеральных соединений азота, характеризующихся разным изотопным составом.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 16-04-00544).

Литература

1. Soudzilovskaia N.A., Onipchenko V.G. Experimental investigation of fertilization and irrigation effects on an alpine heath, northwestern Caucasus, Russia // Arctic, Antarctic and Alpine Research. 2005. Vol. 37. P. 602-610.

2. Schimel J.P., Bennett J. Nitrogen mineralization: Challenges of a changing paradigm // Ecology. 2004. Vol. 85. P. 591-602.

3. Hobbie E.A., Högberg P. Nitrogen isotopes link mycorrhizal fungi and plants to nitrogen dynamics // New Phytol. 2012. Vol. 196. P. 367-382.

4. Craine J. M., Global patterns of foliar nitrogen isotopes and their relationships with climate, mycorrhizal fungi, foliar nutrient concentrations, and nitrogen availability // New phytologist. 2009. Vol. 183. P. 980-992.

5. Makarov M.I., Onipchenko V. G.,,Malysheva T.I., van Logtestijn R.S.P, Soudzilovskaia N.A., Cornelissen J.H.C. Determinants of 15N natural abundance in leaves of co-occurring plant species and types within an alpine lichen heath in the Northern Caucasus // Arctic, Antarctic, and Alpine Research. 2014. Vol. 46(3). P. 581-590.

6. Nadelhoffer K., Shaver G. 15N natural abundances and N use by tundra plants // Oecologia. 1996. Vol. 107. P. 386-394.

УДК 912

ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ДИФФЕРЕНЦИАЦИЯ ЮГА РОССИИ

Матасова И.Ю., Дьяченко В.В.
НПИ КубГТУ, Новороссийск, e-mail: v-v-d@mail.ru

Картографирование является одним из основных географических методов исследования Земли и универсальной формой представления самых сложных закономерностей дифференциации ее поверхности, компонентов, природных ресурсов, позволяющее на небольшом пространстве показать особенности строения обширных территорий и объектов. По мере накопления сведений о Земле и развития методов картографирования комплексность и информационная насыщенность карт возрастают. Одной из наиболее сложных форм отражения наших знаний и картографического моделирования геосистем являются карты геохимических ландшафтов.

Первые принципиальные предложения по классификации геохимических ландшафтов были высказаны Б.Б. Полыновым в середине прошлого века. В дальнейшем его идеи получили развитие в работах А.И. Перельмана и М.А. Глазовской, а также в более поздних исследованиях И.А. Авессаломовой, В.А. Алексеенко, В.В. Добровольского, Н.С. Касимова, Б.Ф. Мицкевича, Н.П. Солнцевой, А.Д. Хованского и др. Началом ландшафтно-геохимического картографирования считается 1954 год, когда А.И. Перельман опубликовал первую карту геохимических ландшафтов европейской части СССР. За прошедшее время карты геохимических ландшафтов были построены как для многих регионов, так и для страны в целом. Однако сложность организации ландшафтов, большое количество классификационных признаков, различные подходы и понятийный аппарат авторов, привели к тому, что их содержание до сих пор не стабильно, а единая типология отсутствует.

На юге России центром геохимического изучения ландшафтов долгое время являлся РГУ (а с 90-х годов и КубГТУ), где в конце 70-х годов под руководством Седлецкого В.И. и Алексеенко В.А. были развернуты масштабные эколого-геохимические исследования, в которых авторы участвовали со студенческих лет. Одним из результатов было издание карт геохимических ландшафтов нескольких регионов юга европейской части СССР в сотрудничестве с А.И. Перельманом, являвшимся их научным редактором [1, 2 и др].

После выполнения научных исследований в 2000-х годах КубГТУ появилась возможность обобщения материалов по Северному Кавказу и Предкавказью [3]. Дальнейшее расширение исследований на север и восток, выход на такой своеобразный в физико-географическом и геохимическом отношениях регион как Прикаспийская низменность привели к увеличению массива опробования и обусловили необходимость разработки новых подходов к картографированию и типологии ландшафтов для составления карты геохимических ландшафтов юга России, макет и концепция которой были представлены в 2012 г. [4]. При выделении ландшафтов использовались принципы и классификационные признаки, разработанные А.И. Перельманом, М.А. Глазовской, Н.С. Касимовым, Б.Ф. Мильковым, В.А. Алексеенко с дополнениями и уточнениями авторов в применение к особенностям региона. Карта состоит из трех основных компонентов:

– собственно картографического изображения территории в границах Южного и Северо-Кавказского федеральных округов;

– текстовой легенды (условные обозначения, характеризующие содержание карты);

– схемы выделения геохимических ландшафтов.

В электронном варианте карта дополнена многоуровневой матрицей, которая значительно информативней, позволяет визуализировать массу полезной авторской геохимической информации, но для издания очень громоздка. В строках матрицы учитываются растительный покров и вид природопользования, а в столбцах почвообразующие горные породы и рельеф. Класс водной миграции охарактеризован формулой в ячейке, образующейся на пересечении, а особенности аэральной миграции показаны цветом номера ландшафта, располагающегося ниже. Таким образом, на горизонтальном и вертикальном входах матрицы размещены независимые факторы, формирующие условия миграции вещества, а на их пересечении (в ячейках) приведены подчиненные, характеризующие основные особенности миграции микроэлементов.

В качестве дополнительных характеристик ландшафтов в матрице рядом с номером приведена оценка геохимического своеобразия почв, через коэффициент индивидуальности – Ки [3]. Этот коэффициент близок по смыслу известному Zc, но отражает степень отклонения почв каждого ландшафта от регионального фона по концентрации 25 микроэлементов не только в область повышенных содержаний, но и пониженных, что с точки зрения геохимии ландшафта и оценки состояния биосферы не менее важно. Поэтому он рассчитывается сложением не только коэффициентов концентраций (Кк), но и коэффициентов рассеяния (Кр) (когда Кк меньше 1), за вычетом количества элементов. В ячейке матрицы Ки изображен в виде дроби, где в числителе приведена сумма Кк, а в знаменателе – Кр. При повышенной роли в формировании Кк или Кр какого-либо микроэлемента (более 1,5), его символ приводится рядом. Использование данного коэффициента позволяет определить наиболее геохимически своеобразные (трансформированные, загрязненные) и требующие особого внимания ландшафты.

Всего на территории, занимающей почти 600,0 тыс. км^2, выделено 240 видов геохимических ландшафтов. Обоснованность этого подтверждается тем, что А.И. Перельманом здесь выделено более 25 ландшафтов из 110 встречающихся на территории бывшего СССР, хотя доля рассматриваемого региона была менее 3% площади. Поэтому составление карты геохимических ландшафтов юга РФ, привело к развитию классификации и доработке методов картографического отображения практически всех особенностей ландшафтов.

Как уже отмечалось, карта создана на основе масштабных полевых работ, поэтому в ряду немногочисленных карт геохимических ландшафтов регионов России, является уникальной по степени обеспеченности полевыми наблюдениями и лабораторными исследованиями почв, горных пород и растений, в которых определено содержание 25 микроэлементов и рассчитаны региональные кларки почв и горных пород Северного Кавказа [3]. В результате выполнены тысячи км маршрутов, проведены десятки тысяч анализов, создана эколого-геохимическая база данных (почти 10000 точек наблюдения), и появилась возможность формирования структурной модели географической дифференциации и техногенной трансформации крупной биосферной структуры. Масштабы исследований поставили вопрос о целесообразности и обоснованности дальнейшего обобщения базы данных и расчета единых величин – региональных кларков почв. В связи с этим выявился ряд проблем, которые можно объединить в три группы. Первая – это критерии ограничения территорий, для которых можно рассчитать региональные кларки. Вторая – ландшафтные особенности формирования выборок. Третья – технология статистической обработки.

Эти проблемы требуют более углубленного анализа, который не вмещается в параметры тезисов. Отметим, что основным инструментом является комплексная стадийная статистическая обработка распределения химических элементов в почвах. Ее параметры являются важным критерием, объективным подтверждением целесообразности корректировки совокупности, доказательством методической обоснованности ее формирования или, по меньшей мере, поводом для дальнейшего анализа. Рассмот-

рим результаты расчетов региональных кларков почв юга РФ, произведенные различными методами путем постепенного сокращения выборки с целью достижения максимальной геохимической однородности, отметив основные моменты, следующие из анализа табл.

1. Региональные выборки, безусловно нуждаются в предварительной подготовке для повышения однородности совокупности и получения достоверных параметров распределения микроэлементов. Но применение подобных мер оправдано только к ландшафтным выборкам, а не к совокупности в целом, поскольку уровень ландшафтно-геохимической дифференциации может быть очень высок.

2. При определении регионально-дифференцированных опорных величин возможен и даже целесообразен различный подход к их расчету в зависимости от особенностей опробования и ландшафтно-территориального охвата, но при этом надо четко соблюдать терминологическую определенность их наименования и область применения. Поскольку очень часто в качестве синонимов используются различные термины – местные фоновые содержания, местные кларки, природный геохимический фон, местные кларковые содержания, ландшафтный фон, региональные кларки, и др, что вносит неопределенность.

Таблица

Сравнение параметров распределения химических элементов в почвах юга России с кларками

	Содержание химических элементов в n*10^{-3} %																		
	Cu	Zn	Pb	Ag	Sn	Mo	Ba	Co	Ni	Mn	Ti	V	Cr	Sr	W	Ge	Ga	P	Li
Равнинная часть юга России (5428 проб)																			
$\bar{x}$	5,18	10,3	3,36	0,0109	0,53	0,30	66	2,01	5,12	77	513	13,6	12,1	19,2	0,23	0,20	1,88	94	5,65
Δx	0,028	0,13	0,030	0,00014	0,003	0,004	0,8	0,012	0,034	0,8	2,1	0,09	0,01	0,3	0,004	0,0000	0,002	1,0	0,026
s	1,05	4,8	1,13	0,01	0,10	0,15	31	0,47	1,28	31	80	3,2	4,4	9,8	0,14	0,06	0,32	36	0,96
V, %	20	47	34	47	20	51	48	23	25	41	16	24	37	51	61	33	17	38	17
Подчиненные ландшафты (729 проб)																			
$\bar{x}$	5,04	11,2	3,57	0,0112	0,57	0,32	74	2,05	5,20	79	515	13,8	11,3	20,8	0,24	0,21	1,95	100	5,76
Δx	0,072	0,27	0,069	0,00040	0,008	0,008	2.6	0,032	0,080	2.2	5,9	0,21	0,24	0,7	0,007	0,005	0,019	3,4	0,055
s	0,99	3,8	0,95	0,01	0,11	0,11	36	0,44	1,10	31	82	2,9	3,3	9,5	0,10	0,07	0,26	47	0,76
V, %	20	34	27	52	19	34	48	21	21	38	16	21	29	46	41	35	13	47	13
Горная часть юга России (3187 проб)																			
$\bar{x}$	4,59	10,2	3,29	0,0093	0,54	0,29	72	1,96	4,22	100	504	11,7	10,2	21,7	0,20	0,21	1,80	83	5,40
Δx	0,060	0,21	0,044	0,00018	0,006	0,008	1,0	0,030	0,051	2,0	3,7	0,12	0,14	0,5	0,000	0,005	0,013	1,3	0,048
s	1,74	5,9	1,26	0,01	0,18	0,22	29	0,85	1,48	58	107	3,5	4,0	14,0	0,14	0,07	0,37	38	1,39
V, %	38	58	38	54	33	77	40	43	35	58	21	30	39	65	69	34	21	45	26
Кларки почв Северного Кавказа (Дьяченко В.В., 2004 г.; 5314 проб)																			
$\bar{x}$	5,09	10,6	3,47	0,0099	0,56	0,31	72	2,01	4,68	93	503	12,6	11,0	21,6	0,22	0,21	1,86	89	5,55
Δx	0,08	0,14	0,040	0,00010	0,0004	0,006	1,0	0,020	0,040	1,0	3,08	0,09	0,36	0,4	0,003	0,002	0,007	1,0	0,026
s	2,81	5,2	1,33	0,005	0,15	0,23	27	0,74	1,57	52	97	3,5	4,3	16,3	0,12	0,07	0,35	34	1,18
V, %	78	49	38	48	27	74	38	37	34	56	19	28	39	75	55	33	19	39	21
Кларки почв юга России (9164 пробы)																			
$\bar{x}$	5,16	10,3	3,35	0,0104	0,54	0,30	68	2,00	4,83	85	509	12,98	11,46	20,2	0,22	0,20	1,85	91	5,57
Δx	0,029	0,11	0,025	0,00011	0,003	0,004	0,6	0,013	0,030	0,9	19	0,07	0,09	0,2	0,003	0,001	0,007	0,8	0,024
s	2,54	5,23	1,17	0,01	0,14	0,18	30,2	0,63	1,42	43,7	91,4	3,46	4,37	11,8	0,14	0,07	0,34	37,9	1,13
V, %	49	51	35	51	25	60	44	31	29	51	18	27	38	58	63	33	19	42	20
Кларки А.П. Виноградова																			
$\bar{x}$	2,0	5,0	1,0	0,0n	1,00	0,2	50,0	0,8	4,0	85	460	10,0	20,0	30,0	–	0,n	3,0	80	3,0
Кларки А.А. Ярошевского																			
$\bar{x}$	2,3	6,0	2,0	0,01	0,11	0,2	50,0	0,9	2,0	50	370	9,0	6,0	22,0	0,1	0,13	2,0	80	3,0

3. Разделение региональной совокупности на горную и равнинную для расчета опорных величин является наиболее очевидным с точки зрения всех специалистов, но обнаруженное слабое отличие горных, равнинных, подчиненных ландшафтов, а также кларков почв Северного Кавказа и юга России (табл.) наводит на мысль, о существовании в регионе физико-географических предпосылок к повышению геохимической однородности почв. В настоящее время таким фактором является большой вклад дефля-

ционной и техногенной составляющих в минеральный состав атмосферного аэрозоля и геохимический спектр почв, что отмечено во многих работах и, видимо, является главной причиной установленной ранее геохимической конвергенции почв Северного Кавказа [5]. Большую роль аэральных выпадений в формировании геохимии почв и их обогащенность многими микроэлементами отмечали А.П. Лисицын, В.В. Добровольский, Н.Ф. Глазовский, Ю.Е. Сает и др. Учитывая близость региона к глобальным областям развеивания покровных отложений, деградацию естественной растительности и высокую долю распаханных земель – осаждение пыли может составлять десятки т/км^2 в год.

4. Другим существенным соображением, следующим из сравнения кларков почв юга России с глобальными, является повышенный фон большинства микроэлементов в почвах. Обращает внимание, что наименее интенсивным обогащением и слабой динамикой [6] отличаются микроэлементы с самой низкой технофильностью [7] и биофильностью – Ti, Ba, Sr, Zr, Li, Ge, Be, Ga, Y, Yb. Данный перечень элементов свидетельствует и в пользу геохимического вклада аэральной миграции в формирование геохимического спектра почв юга России. Все они характеризуются низкими коэффициентами аэрозольной аккумуляции и пространственно-временной вариабельностью.

6. Результаты сравнения региональных кларков почв и горных пород юга России с мировыми [6] подтверждают их объективность и своеобразие в части повышенной концентрации химических элементов и положительной динамики в почвах в последние десятилетия. Все это позволяет говорить о современной трансформации кларков почв, имеющей ярко выраженный техногенный характер, отражающей высокие темпы глобального загрязнения.

Работа выполнена при поддержке РФФИ (грант 13-05-96514 р_юг_а) и базовой части Госзадания Минобрнауки РФ (проект № 2284).

Литература

1. Карта геохимических ландшафтов Ставропольского края // Алексеенко В.А., Алексеенко В.Ап., Седлецкий В.И., Яшин В.Д., Клепфер О.Е., Дьяченко В.В., Молодкин П.Ф / Под ред. А.И. Перельмана. ГУГК при Совете Министров СССР, 1990.

2. Карта геохимических ландшафтов Кабардино-Балкарской АССР и Северо-Осетинской АССР // Алексеенко В.А., Дьяченко В.В., Клепфер О.Е. и др. / Под ред. А.И. Перельмана. ГУГК при Совете Министров СССР, 1990.

3. Дьяченко В.В. Геохимия, систематика и оценка состояния ландшафтов Северного Кавказа. Ростов-на-Дону: Изд-во Комплекс, 2004. 268 с.

4. Дьяченко В.В., Матасова И.Ю. Карта геохимических ландшафтов юга РФ // Геохимия ландшафтов и география почв. 100 лет со дня рождения М.А. Глазовской. М.: АПР, 2012. С. 324-332.

5. Дьяченко В.В. Основные закономерности формирования геохимического спектра почв Северного Кавказа. // Изв. вузов. Сев.-Кавк. регион. Естеств. науки. 2001. № 3. С. 86-88.

6. Дьяченко В.В., Матасова И.Ю. Загрязнение и динамика микроэлементов в почвах юга России // Геоэкология. 2015. № 4. С. 148-154.

7. Касимов Н.С., Власов Д.В. Технофильность химических элементов в конце XX начале XXI веков // Геохимия ландшафтов и география почв. 100 лет со дня рождения М.А. Глазовской. М.: АПР, 2012. С. 143-156.

УДК 631.47

ВЛИЯНИЕ ГОРНОРУДНОГО ПРОИЗВОДСТВА В ПРИОХОТЬЕ И ПРИАМУРЬЕ НА ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПРИРОДНЫХ ЛАНДШАФТОВ

Махинов А.Н.(1), Махинова А.Ф.(1), Шевцов М.Н.(2)

(1) *Институт водных и экологических проблем ДВО РАН, Хабаровск, e-mail: amakhinov@mail.ru*

(2) *Тихоокеанский государственный университет, Хабаровск, e-mail: mshevtsov@mail.khstu.ru*

Горнорудное производство является одним из самых природоемких видов хозяйственной деятельности. В его процесс вовлечены все основные компоненты ландшафтов: рельеф, почва, растительность, поверхностные и подземные воды. В результате горнодобывающей деятельности возникают площади, нарушенные горными выработками, твердыми и жидкими отходами производства, которые отрицательно влияют на ландшафты [1, 2].

Опыт многих стран показывает, что горнодобывающие предприятия являются одними из самых сильно загрязняющих природную среду объектами. Однако исследования долговременных последствий деятельности крупных горнодобывающих предприятий на состояние окружающей среды немногочисленны и обычно охватывают узкий спектр вопросов.

Развитие горнодобывающей промышленности в Приохотье и Приамурье связано с освоением новых коренных и россыпных месторождений золота, олова, платины. Горнодобывающие предприятия функционируют в условиях сурового климата, горного рельефа и широкого распространения многолетнемерзлых пород, поэтому восстановление нарушенных природных ландшафтов происходит крайне медленно.

Значительный ущерб для окружающей среды при разработке месторождений оказывает сброс промывочных сточных вод с большим количеством взвешенных частиц. Технологический процесс извлечения благородных металлов основан на максимальной дезинтеграции вещества залежи с использованием больших объемов воды. Образующиеся при промывке сточные воды содержат большое количество взвешенных частиц самого разного гранулометрического состава, включая коллоидные, которые практически без очистки сбрасываются в отстойники хвостохранилищ. Ливневые осадки способствуют переливам сточных вод через борта отстойников [3].

Разнообразие природных условий и широкий спектр загрязняющих веществ делают крайне сложным анализ геохимического состояния природных вод, а недостаточная изученность территории затрудняют правильную интерпретацию имеющихся результатов. Дискуссионными остаются многие теоретические и прикладные вопросы, связанные с исследованиями современных гидрохимических особенностей природных водотоков Приохотья и Приамурья, механизмы их антропогенного загрязнения [3].

Оценка показателей концентраций элементов в сточных водах разрабатываемых месторождений и в природных ландшафтах была основной целью исследований.

Материалы были собраны в период 2005-2015 гг. на различных рудных и россыпных месторождениях золота и платины, что позволило оценить степень воздействия эксплуатации месторождений на природную среду.

Разработка месторождений и добыча драгметаллов в регионе осуществляется в основном открытым способом. Наибольшие изменения природной среды происходят в результате прямого механического воздействия на рельеф с образованием карьеров, выемок, отвалов. К источникам химического загрязнения, оказывающим негативную роль на качество почв и воды в поверхностных природных водотоках, относятся:

- отводные канавы и русла, а также участки сброса вод на рельеф;

- система отстойников сточных вод с высоким содержанием взвешенных частиц даже в конечных звеньях, способствующая выносу большого количества взвеси и растворенных веществ в реки, увеличивая их мутность;

- площади, занятые отвалами вскрышных и промытых пород, с территории которых тонкодисперсные токсичные вещества переходят в активную форму при таянии снега и выпадении атмосферных осадков, являющиеся источниками вторичного загрязнения водотоков и водоемов;

- производственные площади различного назначения, служащие источниками поступления нефтепродуктов в природную среду;

- донные отложения озер, возникших на месте бывших отстойников и отработанных участков, наименее изученные в гидрохимическом отношении;

-свалки мусора, производственных и бытовых отходов.

В табл. 1 показаны основные источники загрязнения и класс их экологической опасности.

Таблица 1

Классификация экологической опасности горнопромышленных отходов

Источники загрязнения	Преобладающие соединения ЗВ	Содержание ЗВ*		Класс экологической опасности
		кг/м^3	% содержания в руде	
Вскрышные породы, временные склады руды	$CuSO_4$, $ZnSO_4$	50 < ЗВ < 90	6,5-8,0	I-П
Отстойники, отводные канавы	Cd, Fe, Mn, CN^-, SCN^-	5 < ЗВ < 10	<10	II
Хвостохранилища	ВВ, Cu, Zn, S, Pb Cd, Fe, Mn, As	*ВВ > 20 20 < ЗВ < 50	10-20	III

*ЗВ – загрязняющие вещества, *ВВ – взвешенные или диспергированные частицы

В период сильных и продолжительных ливней по нарушенным склонам и вдоль дорог активизируются эрозионные процессы, которые приводят к размыву грунтов, образуя рытвины глубиной до 1,5 м. Потоки перемещают большое количество терригенного материала, существенно увеличивая мутность воды в реках. Также важным фактором, приводящим к преобразованию ландшафтов и косвенно связанным с разработкой месторождений, являются пожары. Чаще всего они проявляются на крутых склонах, характеризующихся малой мощностью почвенного профиля и слабой влажностью грунтов, [4]. Сведение лесов интенсифицирует более глубокое протаивание многолетнемерзлых грунтов, активизируя смещение склоновых отложений.

Специфика влияния горнодобывающих предприятий на окружающую среду обусловлена также геолого-геохимическими особенностями разрабатываемых месторождений.

Результаты многолетних исследований показывают, что в процессе горнодобывающей деятельности происходит локальное воздействие производства на все компоненты окружающей среды и ландшафта в целом (табл. 2).

Максимальные концентрации тяжелых металлов содержатся в органогенных горизонтах, т.к. адсорбционная способность высокодисперсной органики почв по отношению к ионам металлов и прочность их удержания велика [5, 6]. Наибольшее загрязнение наблюдается вблизи прямых источников поступления и в зоне залегания вскрышных пород. Выделяются две основные зоны: а) высокого уровня загрязнения почвенного покрова токсичными компонентами за счет их миграции в растворенном виде и сорбции на органическом веществе, реже вследствие механического переноса на

расстоянии до 200 м от источников поступления; б) фрагментарного загрязнения – за пределами 200-метровой зоны.

Таблица 2

Содержание некоторых тяжелых металлов (ТМ) в поверхностном слое почвы и донных отложениях р. Ариавкан в окрестностях ГОКа «Тас-Юрях»

№	Объекты исследований*	Сорг %	Содержание ТМ, мг/кг*					
			$Fe_в$	Cd	Pb	Sn	Zn	As
1	Почва вблизи хвостохранилища	0,95	4,86	0,51	22,0	30,5	66,7	4,96
2	Почва вблизи склада руды	6,14	5,02	0,58	35,0	20,1	115,8	5.12
3	Почва вдали от ГОКа (фон)	8,21	4,03	0,40	21,1	13,1	46,5	3,92
4	Донные отложения выше ГОКа	0,03	0,11	0,14	14,2	7,5	37,6	3,90
5	Донные отложения ниже ГОКа	0,03	0.21	0,32	17,9	13,3	36,1	3,70
Кларки в литосфере по Виноградову		–	–	0,13	16,0	2,5	40,0	1,7

* – для почв представлены результаты анализа верхнего горизонта АВ

Таким образом, природные ландшафты имеют различную степень механического и химического нарушения. Их диапазон очень велик – от полностью уничтоженных ландшафтов (карьеры, отвалы и др.) до слабо измененных природных комплексов. Среди преобразующих ландшафты процессов, требующих проведения специального мониторинга, следует отметить следующие:

- активизация склоновых процессов на крутых склонах, а также плоскостной смыв на лишенных растительности поверхностях и отвалах до периода их зарастания;

- изменение гидротермического режима мерзлых грунтов на нарушенных механическим воздействием пологих склонах в нижнем ярусе речных долин, формирование антропогенно-обусловленных наледей;

- аккумуляция загрязняющих веществ антропогенного происхождения в почвах и донных отложениях водотоков;

- пылевые загрязнения природных комплексов, прилегающих к дорогам, карьерам и производственным объектам, в результате которых происходит химическое загрязнение почвенного покрова;

- изменение численности, видового разнообразия и продуктивности растений и животных, в том числе нарушение сезонных и постоянных путей миграции ценных видов диких животных, обусловленных существенным усилением факторов беспокойства [7].

Многолетний опыт исследований природных ландшафтов в районах эксплуатации месторождений в северных районах Хабаровского края показывает, что необходимым условием нейтрализации негативных последствий горнодобывающей деятельности и восстановления качества окружающей среды, нарушенной при производстве работ, является разработка мероприятий с учетом данных экологического мониторинга.

Работа выполнена при поддержке проекта № 0294-2015-0030 «Экологические последствия горнодобывающих предприятий в бассейне Амура: критерии и методы оценки».

Литература

1. Махинов А.Н., Махинова А.Ф., Шевцов М.Н. Влияние горнообогатительных предприятий Хабаровского края на окружающую среду // Горный журнал. 2006. № 4. С. 83-86.

2. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов. М., 2007. 321 с.

3. Махинов А.Н., Корсаков Л.П. Геоэкологические проблемы при освоении месторождений золота на Дальнем Востоке и некоторые пути их решении // Вестник Приамурского регионального отделения РАЕН. 2000. № 1. С. 99-104.

4. Новиков В.Н., Жукова Г.А., Буланов С.А. Геоэкологические исследования при разведке и освоении россыпей (Геоэкологические обследования и охрана недр). Обзор. М.: МГП "Геоинформмарк", 1992. 52 с.

5. Саксин Б.Г. Прогнозная оценка регионального геохимического воздействия на окружающую природную среду добывающих предприятий цветной металлургии в условиях Востока России. Хабаровск: ИГД ДВО РАН, 2012. 188 с.

6. Касимов Н.С., Глазовская М.А., Перельман А.И. Основные понятия геохимии ландшафтов, существенные для фонового мониторинга // Ландшафтно-геохимические основы фонового мониторинга природной среды. М.: Наука, 1989. С. 8-25.

7. Махинов А.Н., Махинова А.Ф., Шевцов М.Н. Оценка риска и экологическая безопасность эксплуатации месторождений в Хабаровском крае // Горный информационно-аналитический бюллетень. Рег. прилож. Дальний Восток. 2005. С. 514-522.

УДК 631.47

МИГРАЦИЯ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ И ГЕОХИМИЧЕСКИЕ БАРЬЕРЫ В ПОЧВАХ ПРИ РАЗРАБОТКЕ МЕСТОРОЖДЕНИЙ В ПРИАМУРЬЕ

Махинова А.Ф., Махинов А.Н.

Институт водных и экологических проблем ДВО РАН, Хабаровск,
e-mail: mahinova@ivep.as.khb.ru

Освоение минеральных ресурсов оказывает локальное, но интенсивное воздействие на почвенный покров. Особо острой проблемой является загрязнения почв тяжелыми металлами жидких и твердых отходов. Разработка способов минимизации негативных последствий горнодобывающей деятельности на почвенный покров невозможна без учета основных характеристик почв, геохимических и миграционных процессов, протекающих в почвах пространстве. Выявление условий миграции и механизмов концентрации химических элементов в почвах являются одной из главнейших задач геохимии ландшафтов [1]. В зоне влияния добывающих предприятий миграционную активность элементов в почвах контролируют условия почвообразования и техногенез. Почвообразование интенсифицирует геохимическую и миграционную активность элементов, техногенез поддерживает процессы их концентрирования.

Исследованы почвы, испытывающие влияние горнодобывающих предприятий «Албазино» и «Южно-Хинганское» в среднем и нижнем Приамурье. Такие территории рассматриваются как геохимически аномальные зоны. Технология переработки сульфидсодержащих и железисто-марганцевых руд, с высокими концентрациями Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Ba, Cd, Ni, Co, в период быстрого снеготаяния или ливневых дождей способствует обогащению ими почвенных растворов и активизации геохимических потоков в почвенном пространстве. Состояние рассеяния-концентрации элементов в почвенном пространстве оценивали по результатам спектрального анализа макро- и микроэлементов в верхних горизонтах (0-30 см) основных типов почв с использованием метода ICP-OES (эмиссионно-спектрометрический с индуктивно связанной плазмой на Спектроскане No 835 - Lif 200). В качестве элементов-индикаторов для определения зоны их миграции использовали микроэлементы, содержание которых значительно превышало уровень чувствительности спектрального анализа. Среди них были сидерофильные элементы (Fe, Mn, Cd, Co, Ni) и халькофильные (Cu, Zn, Pb). При выявлении локализации и концентрации химических элементов в почвенном пространстве учитывалась специфика обогащения рудных и россыпных месторождений.

Исследованиями на территории указанных месторождениях было установлено:

1. Миграция химических элементов и их соединений в почвенном пространстве наиболее ярко проявляется в радиусе 250-300 м от источника загрязнения (отвалы вскрыши, руда, хвостохранилище) и контролируется климато-биогеохимическим потенциалом, который характеризуется увлажнением, длительностью безморозного периода и концентрациями агрессивных фракций гумусовых кислот в составе органического вещества. На условия миграции также оказывают влияние рельеф, мощность и состав рыхлых отложений.

2. Распределение концентраций элементов в почвенном пространстве является косвенным показателем состояния почвенно-геохимических потоков, которые характеризуются определенным составом элементов и миграционной активностью элементов, наличием или отсутствием геохимических барьеров.

3. Высокие концентрации железа и марганца в почвах Приамурья связывают агрессивные фракции органических кислот. Они создают буферные зоны и способствуют снижению подвижности некоторых элементов (Cu, Zn, Pb) в почвенных растворах или

их осаждению. Подавляющее большинство элементов в природе находится в виде соединений. Преобладающие формы соединений в почвах специфичны, а их химические компоненты характеризуются коэффициентом активности.

Различают геохимическую и миграционную активность элементов в почвах:

1. Геохимическая активность элемента – способность к проявлению химических свойств: дипольным взаимодействиям, поляризации, образованию водородных связей, сорбции, диссоциации, и зависит от общей его концентрацией в составе природного соединения [2, 3]. 2. Миграционная активность – проявление химических свойств, способствующих образованию растворимых форм или соединений при увлажнении, способных к миграции в составе почвенных растворов [4].

Миграционная активность элементов определяет состав почвенно-геохимических потоков, а частота их встречаемости определяет геохимические зоны их миграции. Интенсификация почвенно-геохимических потоков и вынос растворенных веществ при невысокой сорбции подчиняется закону гравитационной силы [5]: $F_g = P_b gh = [P_b(W–W_m)(W_p – W_m)_z(g/L)](\sin\alpha) = [M\ g/L](\sin\alpha)$, где F_g –гравитационные силы миграционных потоков; P_b –плотность почвы; g – ускорение силы тяжести; h –высота мокрой почвы; W – влажность почвы; W_p и W_m – полная и максимальная влагоемкость почвы; M – запасы подвижной влаги; L – активная пористость; z – координата; sinα – уклон поверхности. Уравнение было использовано для расчетов и анализа распределения элементов в профиле почв.

Почвенно-геохимические потоки осуществляют массоперенос растворимых веществ и диспергированных фракций по поровому пространству почв, называемой «транспортной зоной». Движение потоков контролируется условиями водной миграции [5]:

$J_m V_c = [F_g(M/L)C_m P_b \sin\alpha]$, где J_m – интенсивность массопереноса, V_c – скорость передвижения почвенного раствора по поровому пространству, C_m – общая концентрация элементов. Транспортирующая способность геохимического потока является функцией характеристик почвы и рельефа. Содержание элементов, перешедших в почвенный раствор, определяется их геохимической активностью. Миграция элементов и их распределение в почвенном пространстве происходит за счет фильтрации обогащенного почвенного раствора в двух направлениях: а) нисходящие потоки и б) боковые, обусловленные образованием напора в условиях наклонной поверхности склонов.

В условиях непрерывного безнапорного режима фильтрации почвенного раствора, распределение концентраций таких элементов, как Fe, Mn, Zn и Cu в почвенном пространстве согласуется с содержанием агрессивных фракций гумусовых веществ. Такие элементы, как Co, Ni обнаруживают корреляцию с содержанием и распределением илистой фракции, что косвенно указывает на явление сорбции. Гумусовые кислоты чаще всего образуют комплексные соединения с микроэлементами, находящимися в почве при поступлении с техногенными выбросами. Отличительной особенностью почв Приамурья является накопление в них поливалентных металлов (Fe, Al, Cu, Zn, Ni), относительно фона и их взаимодействие с раствором реакционно-способных органических кислот (агрессивными фракциями гуминовых и фульвокислот). Геохимическая активность катионов образовывать соединения с гумусовыми веществами, в условиях почв Приамурья, можно расположить в ряд: $Fe^{3+} > Al^{3+} > Fe^{2+} >> Zn^{2+} > Cu^{2+} > Pb^{2+} > Co^{2+}$. Положение металлов в этом ряду зависит от природы гумусовых кислот и pH в почвенном пространстве.

При боковом напорном движении почвенного раствора концентрация элементов постепенно возрастает и в определенных условиях приводят к формированию геохимических барьеров. Геохимические барьеры (ГБ) – это особые почвенно-геохимические зоны миграции элементов, где скорость прохождения геохимических потоков резко падает и остается ниже уровня миграционной активности элементов для геохимиче-

ского фона территории. Снижение уровня миграционной активности элементов сопровождается активизацией механизмов сорбции их соединений и геохимического преобразования, что способствует резкому повышению концентраций элементов в почвенном пространстве. Особенно ярко это проявляется в условиях высокого содержания органических и органоминеральных веществ в почвенном пространстве. При рассмотрении ГБ с позиции гипотезы молекулярного хаоса параметры геохимического потока во времени и в пространстве можно оценивать точечными моментами случайных геохимических полей, характеризующихся соотношением концентраций элементов и их активностью. Описание реальных геохимических потоков и геохимических барьеров часто затруднено неоднородностью пространства и нестационарностью во времени их средних характеристик. Наши исследования показали, что почвенно-геохимические потоки обладают рядом универсальных закономерностей [4, 6]. Если средняя скорость потока (Vср.) на расстоянии (*l*) существенно меняется между точками m_1 и m_2, в этом случае в составе почвенно-геохимического потока происходит трансформация геохимических рядов активности элементов, существующих на входе в пространство ГБ (точка m_1) и на выходе из ГБ (точка m_2). Например, если миграционная активность элементов в ряду Fe>Al>Cu>Pb>Zn>Co>Ni (точка m_1**)** снижается на ГБ, тогда в точке m_2 можно наблюдать другой ряд геохимической активности – Al>Cu>Fe>Zn>Pb>Co>Ni или Fe>Al>Cu>Zn>Pb>Ni>Co, падает и суммарная миграционная активность элементов. Геохимические барьеры обладают определенным потенциалом (G) (емкостью) насыщения, который характеризуется скоростью изменения концентраций активных форм элементов по направлению миграционного потока: $G = [(V_1C_1)m_1 – (V_2C_2)m2]S$, где S – протяженность барьера, а (V_1C_1) и (V_2C_2) скорость прохождения геохимического потока на границах ГБ в точках m_1 и m_2 – (до и после барьера по направлению потока). Значения скорости миграционной активности элементов в почвенном пространстве линейно зависят от окислительно-восстановительных условий и степени увлажнения. Накопление химических элементов на геохимических барьерах можно характеризовать коэффициентом накопления (K_n), рассчитывают его, как отношение величин геохимических параметров в направлении потока до барьера и после него: $K_n = (V_1C_1)m_1 /(V_2C_2)m_2$. Коэффициент накопления отражает степень геохимической емкости насыщения барьера и может быть использован для оценки выделения границ почвенно-геохимических барьеров.

Формирование геохимических барьеров и их эффективность характеризуется суммарным потенциалом органического и органоминерального вещества в почвенном пространстве. Механизмы осаждения на ГБ обусловлены: 1) процессами разложения органики в присутствии бактерий, способствующими выделению тепловой энергии и активации явлений сорбции элементов на глинистых минералах; 2) молекулярным притяжением тонких фракций органического вещества размером менее 2–3 мкм поливалентных металлов и их соединений, что приводит к их коагуляции и агрегации, а в частицах менее 1мкм резко проявляется и эффект сорбции воды; 3) высокой реакционной способностью гумусовых кислот и их взаимодействием с ионами и молекулами веществ, находящимися в почвенном растворе и в кристаллической структуре минералов; 4) химическими преобразованиями элементного состава почв в присутствии гравитационной влаги, обеспечивающей процессы растворения и обмена; 5) взаимодействием фенольных ОН-групп гумусовых кислот с поливалентными металлами с образованием хелатных гетерополярных солей [7].

Таким образом, почвенное пространство, аккумулирующее элементы и их соединения является зоной разгрузки геохимического потока или геохимическим барьером. Интенсификацию процессов на геохимических барьерах контролируют содержание и качество органического вещества, а механизмы растворения, обмена и сорбции способствуют снижению миграционной активности элементов и их осаждению.

Литература

1. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов. М., 2007. 321 с.

2. Шустов С.Б., Шустова Л.В. Химические основы экологии М.: Просвещение, 1995. 240 с.

3. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.: Высшая школа, 1966. 392 с.

4. Makhinova A.F., Makhinov A.N., Kuptsova V.A., Yermoshin V.V. Geochemical differentiation of soils in the Amur basin (Russian Part) // Journal of Geochemical Exploration. 2013. № 132. P. 140-148.

5. Смагин А.В. Теория и методы оценки физического состояния почв // Почвоведение. 2003. № 3. С. 328-341.

6. Махинова А.Ф., Махинов А.Н., Купцова В.А., Лю Шугуан, Ермошин В.В. Ландшафтно-геохимическое районирование бассейна Амура (Российская часть) // Тихоокеанская геология. 2014. Т. 33. № 2. С. 76-89.

7. Перминова И.В. Гуминовые вещества – вызов химикам XXI века // Химия и жизнь. № 1. 2008. С. 50-55.

УДК: 550.47: 551.312.22

ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ ВЕРХОВОГО ТОРФА КАК ИНДИКАТОР ГЕОХИМИЧЕСКИХ ОСОБЕННОСТЕЙ ТЕРРИТОРИЙ

Межибор А.М., Боженко Н.П.

Томский политехнический университет, Томск, e-mail: amezhibor@gmail.com

Со второй половины XX-го века верховые торфяники стали активно использоваться для исследований долговременного поступления химических элементов из атмосферы, так как болота верхового типа характеризуются преимущественным атмосферным питанием. Такие исследования в большей мере направлены на изучение антропогенного вклада в загрязнение окружающей среды. Как показывает практика исследований верховых торфяников, они также отражают региональные геохимические особенности территорий всвязи с поступлением в торфяники частиц пыли, переносимых с ветром. В то же время оценка природных геохимических особенностей территорий, не подверженных антропогенному влиянию, представляет собой интерес преимущественно для оценки фоновых концентраций химических элементов в природных планшетах.

Верховой торф формируется главным образом из отмерших сфагновых мхов. Сфагновые мхи, благодаря особым «воздушным клеткам» способны накапливать различные химические элементы, поступающие из окружающей среды. Таким образом, сфагновые мхи не только показывают степень загрязненности атмосферы, они также служат отличными индикаторами наличия или отсутствия каких-либо аномалий на территории, где расположено болото. Это открывает широкие возможности использования их в изучении геохимических аномалий [1].

В данной работе рассматриваются три верховых торфяника, находящихся в центральной части Германии. Цель работы – определить геохимические особенности территорий расположения верховых болот. Актуальность работы обусловлена необходимостью пополнения данных по содержаниям химических элементов в торфах для более достоверной оценки геохимических особенностей различных географических регионов.

В 2011 г. пробы сфагновых мхов и торфа (верхние 4 см) были отобраны на двух верховых болотах Германии: Красном (Das Rotes Moor) на плато Рен (Die Rhön) и Штрон (Das Strohner Märchen) у подножия древнего вулкана Эйфель. В 2014 г. пробы сфагнового мха и торфа были отобраны в Земле Гессен в центральной части Германии, из болота на вершине возвышенности Фогельсберг (Der Vogelsberg*)*. Болото Красное было принято в качестве фонового, так как расположено вдали от антропогенных источников; подстилающими породами являются песчаники.

При анализе полученных проб были использованы методы масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-МС) и атомно-эмиссионной спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-АЭС).

В ходе обработки результатов анализа проб выявлено, что содержания элементов в пробах болота Фогельсберг значительно превышают содержания в болотах Штрон и Красное (табл. 1). Самые значительные превышения наблюдаются для Li, Ti, Fe, Zr. Для большинства химических элементов их концентрации в торфе выше, чем во мхах. Это связано с тем, что в торфе мох спрессован и сохраняет многолетние поступления химических элементов, тогда как мхи отражают поступление элементов только за время их жизни (в среднем 2 года).

Для многих химических элементов в пробах болота Штрон также отмечены превышения фоновых концентраций. Так, в пробах мхов превышения в 2-3 раза отмечены

для Li, Ti, V, Zr, в 5 раз – для Mn, в 24 раза – для Fe. В торфе превышения характерны только для Mn и Fe – в 8 и 7,5 раз соответственно.

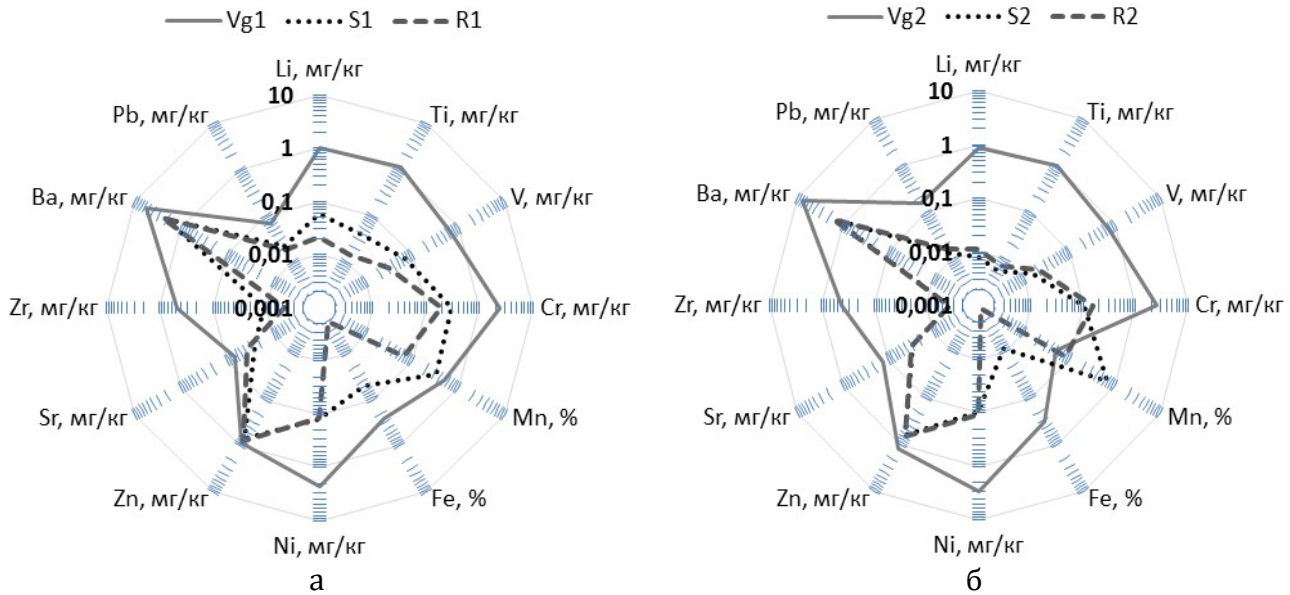
Геохимическую специализацию болота на возвышенности Фогельсберг хорошо отражает лепестковая диаграмма по коэффициентам концентрации элементов по отношению к кларку земной коры по Тейлору [2] (рис. 1). Болото Фогельсберг выделяется в отношении большинства изученных химических элементов: Li, Ti, Cr, Ni, Ba. Кроме того, повышенными значениями коэффициента концентрации выделяются болота Штрон и Красное в отношении бария, что, вероятно, свидетельствует о региональных особенностях исследуемой территории.

Таблица 1

Содержание химических элементов (мг/кг) во мхах и торфе возвышенности Фогельсберг в сравнении с данными по верховому болоту Красному и болоту Штрон

Элемент, мг/кг	Мох			Торф		
	Vg 1	S 1	R 1	Vg 2	S 2	R 2
Li	19,8	1,14	0,43	17,5	0,16	0,23
Ti	3279,5	117,1	42,7	3056	16,8	21,8
V	41,6	4,2	1,9	44,2	0,95	1,24
Cr	82,115	10,3	6,7	89,55	3,7	5,35
Mn, %	0,03	0,02	0,004	0,003	0,04	0,005
Fe, %	0,89	0,17	0,007	1,14	0,03	0,004
Ni	45,515	2,5	2,34	60,1	1,9	2,19
Zn	61,2	48,3	54	89,6	44,3	46,8
Sr	24,3	8,7	12,6	44,6	9,8	10,9
Zr	89,3	2,1	0,89	81,3	0,68	0,69
Ba	112	41,3	50,6	158,5	30,4	32
Pb	36,4	11,7	9,91	85,8	7,6	9,2

Примечание: Vg1, Vg 2 – болото Фогельсберг; S 1, S 2 – долина Штрон; R 1, R 2 – плато Рен



а б

Рис. 1. Коэффициент концентрации по отношению к кларку земной коры (по Тейлору [2]) во мхах (а) и в торфе (б). Vg1 – болото Фогельсберг; S 1 – болото Штрон; R 1–болото Красное

Сфагновые мхи и торф болота на возвышенности Фогельсберг отражают влияние природной геохимической аномалии, связанной с особенностями геологического

строения территории. Возвышенность Фогельсберг представляет собой территорию с вулканической деятельностью в миоцене [3], где для вулканических пород основного состава характерны высокие содержания Ti, Al, Sc, V, Zr [4; 5]. Мхи болота Штрон также в определенной степени отражают влияние химического состава вулканитов, т.к. болото расположено у подножия бывшего вулкана.

По результатам проведенных исследований можно сделать вывод, что верховые торфяники являются хорошими индикаторами природных геохимических особенностей разных территорий, а также позволяют определить природные геохимические аномалии.

Литература

1. Бардунов Л. В. Древнейшие на суше. Новосибирск: Наука, 1984.

2. Григорьев Н.А. Среднее содержание химических элементов в горных породах, слагающих верхнюю часть континентальной коры // Геохимия. 2003. № 7. С. 785-792.

3. McCann (Ed.). The Geology of Central Europe. V. 2: Mesozoic and Cenozoic. London: The Geological Society, 2008.

4. Bogaard P. J. F., Wörner G. Petrogenesis of basanitic to tholeiitic volcanic rocks from the Miocene Vogelsberg, Central Germany // Journal of Petrology. Vol. 44. Iss. 3. P. 569-602.

5. Jung S., Masberg P. Major- and trace-element systematics and isotope geochemistry of Cenozoic mafic volcanic rocks from the Vogelsberg (central Germany): Constraints on the origin of continental alkaline and tholeiitic basalts and their mantle sources // Journal of Volcanology and Geothermal Research. 1998. Vol. 86. Iss. 1-4. P. 151-177.

УДК 550.47 : 502 : 911.2

ВЛИЯНИЕ ФЛЮИДОВ И ПРОДУКТОВ ЭВАПОТРАНСПИРАЦИИ НА БАЛАНСЫ МАССОПЕРЕНОСОВ В ЛАНДШАФТАХ

Мельчаков Ю.Л.(1), Козаренко А.Е.(2), Суриков В.Т.(3)

(1) *Уральский государственный педагогический университет, Екатеринбург, e-mail: melchakov_y_l@mail.ru*

(2) *Московский Городской Педагогический Университет, Москва, e-mail: emil52@list.ru*

(3) *Институт химии твердого тела УрО РАН, Екатеринбург, e-mail: surikov@ihim.uran.ru*

Известно, что живое вещество вызывает грандиозные геохимические процессы нашей планеты, особенно в атмосфере. Самоорганизация биосферы базируется на представлении о цикличности миграции вещества. Анализируя атмосферные циклы элементов, целесообразно выделять три ветви аэральной миграции: атмосферные выпадения, эвапотранспирационный перенос из ландшафтов и флюидные потоки из недр Земли. В настоящее время эвапотранспирация является одним из наименее изученных направлений геохимической экологии.

Проведенные нами в 2000-х гг. исследования на Урале, более широкие по охвату территории и, главное, более комплексные по сравнению с нашими изысканиями 80-х гг. XX в. – позволили установить закономерности эвапотранспирационного переноса и его роль в системе миграционных процессов. Было проведено сопряженное изучение основных миграционных потоков элементов: атмосферных выпадений, трансформированных и нетрансформированных растительностью, опада, эвапотранспирации, выноса с речным стоком – в типичных ландшафтах Урала.

С продуктами эвапотранспирации в атмосферу поступает главных элементов – 1663 кг/км^2/год, рассеянных – 21921 г/км^2/год (в сумме округленно 1,7 т/км^2/год).

Атмосферные выпадения, трансформированные растительностью, рассчитанные применительно к тем же 72 элементам, измеряются величиной 6,3 т/км^2/год, что свидетельствует о сопоставимости двух массопереносов, и, следовательно, о значимости эвапотранспирации.

Поступление в атмосферу продуктов эвапотранспирации было следующим: (в т/км^2/год): Ca (0,73) > S (0,43) > Na (0,2) > K (0,13) > Fe (0,05) > Mg (0,04) > Si (0,04) > Al (0,03) > P (0,006), растительный опад (в т/км^2/год): Ca (2,7) > Si (1,35) > K (1,30) > Mg (0,45) > P (0,30) > S (0,15) > Al (0,12) > Fe (0,08) > Na (0,02).

Ряд убывания масс рассеянных халькофильных элементов, переносимых эвапотранспирационным процессом, следующий (в кг/км^2/год): Zn (3,6) > Cu (1,9) > Pb (0,81) > Se (0,13) > Ag (0,065) > Cd (0,058) > Sn (0,055) > As (0,043). Аналогичный ряд для растительного опада (в кг/км^2/год): Zn (6,0) > Cu (1,2) > Pb (0,30) > Sn (0,03) > As (0,018) > Se (0,006) > Ag (0,004) > Cd (0,0006).

В рассматриваемом ряду эвапотранспирации разница между Zn и Cd составляет примерно 1,5 порядка (62 раза), а в ряду растительного опада – 4 порядка.

Этот результат сравнения принципиально отличается от приведенного выше. Следовательно, в группе рассеянных халькофильных элементов, транспортируемых эвапотранспирационным процессом, резко, на 2,5 порядка, уменьшается разница величин массопереноса между элементами, присутствующими в относительно больших количествах и в относительно малых по сравнению с растительным опадом. Таким образом, в изученном процессе возрастает роль последних элементов. Вероятно, это свидетельствует о выработанном растениями в процессе эволюции механизме избавления от токсичных элементов путем транспирации.

В рассматриваемом контексте биологический круговорот зольных элементов более стабилен благодаря наличию почвы, выполняющей роль мощного буфера. Для эвапотранспирации буферные способности почвы имеют ограниченное значение.

Следующий методический подход определения роли эвапотранспирации в системе потоков химических элементов – анализ приходно-расходных звеньев биогеохимических циклов элементов.

Соотношение атмосферных выпадений, биологического круговорота, характеризуемого через опад, эвапотранспирацию и вынос с речным стоком применительно ко всем 72-м элементам (по каждому в отдельности) рассмотрено ранее [1]. Здесь ограничимся краткой констатацией. Данные массопереносы отличаются в среднем на порядок, при этом модули атмосферных выпадений превышают величины эвапотранспирации и выноса с речным стоком, а модули эвапотранспирации и выноса с речным стоком подавляющего большинства элементов находятся в пределах одного порядка.

Суммировав годовые величины массопотоков всех элементов, получили следующие значения (в кг/км^2): атмосферные выпадения = 6310, биологический круговорот (опад) = 7624, поступление в атмосферу продуктов эвапотранспирации = 1685, вынос с речным стоком = 5039. Отсюда итоговое соотношение миграционных потоков = – 420 кг/км^2 (с учетом эвапотранспирации) или +1290 кг/км^2 (без учета эвапотранспирации). Таким образом, эвапотранспирация существенно ослабляет дисбаланс массопотоков.

В специальной литературе не обсуждались вопросы о том, может ли эвапотранспирационный массоперенос существенно корректировать хорошо известные параметры окружающей среды и, что немаловажно, как это происходит.

Определенное время после эвапорации углеводороды терпенового ряда и начальные продукты их окисления остаются в воздухе, что доказывает существование не учитываемого количества запахов отдельных растений и сочетаний этих запахов. Очевидно, что терпеноподобные соединения не накапливаются в атмосфере и соответственно воздух постепенно очищается от органических газов, вследствие их конденсации до частиц дымки. Эти частицы вымываются преимущественно жидкими атмосферными осадками и снова попадают на листовые пластинки растений. Затем некоторая часть растворимых соединений металлов проникает в листья, передвигается в них и может транспортироваться в корни [2].

На основании вышеизложенного можно утверждать, что химический состав атмосферного воздуха, осадков, поверхностных и лизиметрических вод, возможно, верхних горизонтов подземных вод, а также почв и растений, изменяется вследствие описанных процессов, причем, и это имеет принципиальное значение, степень трансформации среды обусловлена масштабом эвапотранспирации и ее качественными особенностями.

Заканчивая рассмотрение эвапотранспирационного потока, подчеркнем, что полученные результаты с теоретической точки зрения являются развитием идеи В.И. Вернадского [3] о круговоротах материи и роли живого вещества как движущей силы миграции химических элементов (в данном контексте – эвапотранспирационного потока). С практической стороны они представляются актуальными в качестве дополнительного средства геохимического и экологического мониторинга.

В начале 2000-х гг. мы предполагали, что эвапотранспирация является наименее изученной в атмосферном цикле элементов. Однако, по нашему мнению, этот тезис, с учетом сравнительно новых данных, имеет существенное ограничение. Для районов, приуроченных к глубинным разломам, практически не изучено влияние флюидных потоков (перемещений летучих соединений в эндогенных условиях) на атмосферную миграцию.

Еще в семидесятые годы прошлого века геологи установили систему повсеместного распространения трещин и разломов. Глубинные разломы не являются строго вертикальными, как считалось ранее, а могут быть наклонными и пологонаклонными. Выяснилось, что обновление старых разломов энергетически выгоднее, чем заложение новых. Сеть крупных разломов устойчива и периодически обновляется. Как известно, глубинные разломы – это зоны подвижного сочленения крупных блоков земной коры и подстилающей части верхней мантии, обладающие протяженностью до многих сотен и тысяч километров. На поверхности глубинный разлом может иметь ширину в десятки километров и состоять из серии более мелких кулисообразных разломов, между которыми зажаты блоки пород. Ширина зон трещиноватых рассланцованных пород, сопровождающих разломы, достигает нескольких десятков километров.

Важно подчеркнуть, что через глубинные разломы осуществляется связь верхней мантии и глубоких частей коры с поверхностью Земли. Особую группу составляют глубинные разломы, пересекающие как платформы, так и геосинклинальные области и переходящие с континента в океан (глубинные разломы сквозные и сверхсквозные) и образующие, возможно, единую для всей Земли сетку.

Газовое дыхание планеты осуществляется непрерывно в пределах зон повышенной проницаемости – зон разломов и подземных водотоков. По тектоническим нарушениям с парогазовыми глубинными потоками на поверхность поступают не только уже известные глубинные газы, но и ионные парообразные формы практически всех элементов.

В последние годы появились аналитические данные по содержаниям химических элементов во флюидных включениях. Это Fe, Mn, Mg, Sr, Ba, P, Li, B, F, Br, J, Hg, Pb, Be, Se, Cd, As, Tl, Sb [4].

С учетом этих новых данных возникает целый ряд проблем. В частности, нам представляются актуальными следующие: влияние в целом флюидного потока на атмосферный цикл элементов и возможное усложнение структуры атмосферных циклов элементов в конкретных ландшафтно-геохимических обстановках, приуроченных к разломам.

Для решения этих проблем необходимо располагать детальными картографическими материалами по разломам. При этом возникает затруднение, связанное с ограничением зон трещиноватых пород, примыкающих к разломам. Затем нужно оценить масштаб эндогенного массопереноса.

Следует подчеркнуть, что трансформация флюидных систем в литосферном и ландшафтном ярусе географической оболочки – это две отдельные сложные проблемы. На наш взгляд, в первом приближении чрезвычайно упрощенная модель трансформации потока в ландшафтном ярусе предполагает эффект частичного перехвата флюидов подпочвой и собственно почвой при значительной или даже ведущей роли жидкой фазы (подземных вод).

Часть химических элементов оседает в донных отложениях, накапливается в гумусовом горизонте почв. В снеговых выпадениях обнаружены обширные аномалии Li, F, Hg, Sb, Ag [4].

Почвы над разломами подвергаются воздействию водорода и гелия и быстро деградируют. В них в несколько раз уменьшается содержание гумуса. В таких почвах резко снижается микробная биомасса [5].

Выносы токсичных металлов газами в разломных зонах могут приводить к накоплению в почвенных горизонтах, грунтовых водах и на дне водоемов повышенных концентраций токсичных элементов, в том числе широкого спектра металлов, таких, как ртуть, олово, молибден, литий, рубидий, цезий.

Весьма интересны первые крайне малочисленные оценки переноса элементов на крупных региональных разломах. В частности, в Байкальской рифтовой зоне геохими-

ческие потоки рудных элементов (в кг/км^2/год) в концентрационном ряду: мышьяк (3,252 – 0,879)→ таллий (0,226 – 0,139) → ртуть (0,020) уменьшаются примерно на порядок [6]. На основании данных Н.В. Вилор с соавторами по трем разломам: Тункинском, Баргузинском и Краевом шве Сибирской платформы - мы рассчитали средние величины потоков элементов. Они составили (в г/км^2/год): ртуть (23), серебро (54), молибден (165), таллий (198), мышьяк (1933).

По расчетам И.В. Виноградовой, в зоне активного разлома (Карелия) за 24 часа с площади газового потока около 10 см^2 содержание свинца составило порядка 12 мкг, а алюминия – до 250 мкг [7]. Если рассчитать эти потоки за год и на км^2, то получится 4,4 т/год свинца и 90 т/год алюминия с одного км^2.

Чтобы оценить масштаб описываемого явления мы сравнили рассчитанные средние величины потоков элементов с нашими данными по атмосферным выпадениям в заповедном среднетаежном ландшафте Урала (в г/км^2/год): ртуть (46), серебро (570), молибден (79), таллий (50), мышьяк (200). Сравнение позволило сделать вывод в целом о сопоставимости двух массопотоков, причем параметры «дыхания» рифтогенных разломов могут быть меньше атмосферных выпадений (его своеобразного антипода) или превосходить их (максимально мышьяк – на порядок). Последнее сопоставление доказывает, что эффект эндогенного природного переноса элементов может быть сопоставим с техногенным воздействием.

Стационарный поток эндогенной газовой эмиссии через поверхность земного шара составляет 7,4 тыс. т ртути в год, что существенно выше ее мировой годовой добычи.

Таким образом, исследования потоков флюидов могут существенно скорректировать современные представления, как о структуре атмосферного цикла элементов, так и в целом о системе миграционных процессов в ландшафтах.

Литература

1. Мельчаков Ю.Л. Балансы элементов и роль эвапотранспирационного массопереноса в ландшафтах Северного и Южного Урала // Известия РГО. 2005. Т. 137. Вып. 5. С. 69-79.

2. Жиров В.К., Голубева Е.И., Говорова А.Ф., Хаитбаев А.Х. Структурно-функциональные изменения растительности в условиях техногенного загрязнения на Крайнем Севере. М.: Наука, 2007. 166 с.

3. Вернадский В.И. Биосфера. Избранные труды по биогеохимии. М.: Мысль, 1967. 376 с.

4. Карта разломов Москвы и Московской области ...www.my-msk.ru › ... › Общий форум › Экология и природа 30 дек. 2015 г. Аномалии Москвы и Московской области.

5. Суханова Н.И., Трофимов С.Я., Полянская Л.М., Ларин Н.В. Изменение гумусного состояния и структуры микробной биомассы в местах водородной эксгаляции // Почвоведение. 2013. № 2. С. 152-163.

6. Вилор Н.В. и др. Геохимия и тепломассобмен в зонах крупных региональных сейсмоактивных разломов // Современные проблемы геохимии : мат-лы Всерос. совещ. (с участием иностр. ученых), посвящ. 95-летию со дня рождения акад. Л.В. Таусона (Иркутск, 22-26 окт. 2012 г.). Иркутск, 2012. Т. 1. С. 138-141.

7. Рустембекова С.А., Барабошкина Т.А. Микроэлементозы и факторы экологического риска / Под ред. В.В. Горшкова. М.: Университетская книга; Логос, 2006. 112 с.

УДК 550.4:628.4.03

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ТОКСИЧНОСТИ БУРОВОГО ШЛАМА С ПРИМЕНЕНИЕМ МЕТОДОВ БИОТЕСТИРОВАНИЯ

Мех А.А.

Томский политехнический университет, Томск, e-mail: mehaliona@mail.ru

В процессе бурения нефтяных и газовых скважин образуется большое количество бурового шлама, который оказывает значительное токсическое воздействие на окружающую среду [4, 5].

Состав бурового шлама весьма разнороден и зависит от геологических условий, технологического оформления процесса очистки бурового раствора [1]. Образующийся при бурении скважин буровой шлам может содержать до 7,5% нефти и до 15% органических химических реагентов, применяемых в буровых растворах [4]. Буровые шламы чаще всего представлены средними и тяжелыми глинами с преобладанием илистой и пылеватых фракций с содержанием песка от 5 до 30% [5].

Состав буровых отходов настолько изменчив, что отмечается чрезвычайно широкий диапазон концентраций, которые вызывает различные токсические эффекты, начиная от практически отсутствия токсических эффектов и до летальной токсичности для тестовых организмов.

Степень токсического действия буровых шламов зависит от их состава и свойств, которые в значительной степени определяются характеристиками выбуренной горной породы [3].

Результаты тестирования буровых шламов и растворов на водных тест-организмах (дафниях) свидетельствуют о неблагоприятном воздействии, которое устраняется 10-100-кратным разбавлением. Причиной гибели дафний могут стать тонкодисперсные взвеси – глины, являющиеся основным компонентом буровых растворов [5].

Нами было проведено исследование бурового шлама (БШ) с Первомайского нефтяного месторождения Каргасокского района Томской области.

Характеристика БШ была получена с помощью расчетной методики выявления токсичности промышленных отходов «Критерии отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей природной среды». Вероятно, на основании экспериментальных данных, полученных при количественном анализе выполненным методом атомно-эмиссионной спектрометрии с ИСП в лаборатории «Сетевой центр коллективного пользования ТПУ», лаборантом Л.А. Костиковой.

В данных критериях акцент ставится на подтверждение результатов, полученных расчетным методом, экспериментальным способом для малоопасных отходов, т.е. на применение методов биотестирования.

Для оценки интегральной токсичности бурового шлама наряду с методами химического анализа был применен метод биотестирования, где в качестве тест-объектов использовались водоросли хлореллы *Chlorella vulgaris Beijer* и плодовые мушки *Drosophila melanogaster.*

Метод биотестирования позволяет установить токсичность среды с помощью тест-объектов, которые сигнализируют об опасности независимо от того, какие вещества и в каком сочетании вызывают изменения жизненно важных функций у тест-объектов. В целом биотестирование не указывает причину токсичности, оно дает возможность прогнозировать воздействие объектов на биоту.

Следует отметить, что применение в качестве тест-объекта мушки *Drosophila melanogaster* позволяет выявить токсичность твердой фазы отходов, в отличие от существующих методов биотестирования с использованием рачка *Daphnia magna* и ин-

фузории *Paramecium caudatum*, которые характеризуют токсичность только водорастворимых соединений отходов.

Методика определения острой токсичности проб по изменению оптической плотности тест-культуры протококковой водоросли *Chlorella vulgaris Beijer* основана на регистрации различий в оптической плотности тест-культуры водоросли хлорелла. Измерение оптической плотности суспензии водоросли позволяет контролировать изменение численности клеток [2].

Метод оценки качества водной вытяжки отходов бурения с помощью *Chlorella vulgaris Beijer* применяли в соответствии с ПНД Ф Т 14.1:2:3.4.10-04 16.1:2.3.7-04. Методика на *D.melanogaster* была впервые применена автором для отходов бурения, на примере бурового шлама. Результаты проведенных методов биотестирования представлены в табл. 1.

Таблица 1

Результаты биотестирования буровых шламов Первомайского месторождения

Вид пробы	Класс опасности	Тест – объект	
		Chlorella vulgaris Beijer	*Drosophila melanogaster*
Буровой шлам	4	+	+

«+» – наличие биологического влияния

Результаты биотестирования бурового шлама с месторождения Первомайское показали наличие биологического влияния на тест-объекты, что указывает на токсичность исследуемого бурового шлама.

Были рассчитаны коэффициенты концентраций относительно кларка в земной коре по А.П. Виноградову и построен геохимический ряд, характеризующий отходы производства.

Буровой шлам (Первомайское месторождение) – $As_{43,85} \rightarrow Pb_{24,66} \rightarrow Yb_{7,00} \rightarrow Cu_{1,74} \rightarrow Zn_{1,47} \rightarrow V_{1,42} \rightarrow Li_{1,38} \rightarrow Zr_{1,32} \rightarrow Be_{1,24} \rightarrow Co_{1,14} \rightarrow Mn_{1,08} \rightarrow Cr_{0,95} \rightarrow Ni_{0,93} \rightarrow Nb_{0,74} \rightarrow Fe_{0,71} \rightarrow Ti_{0,69} \rightarrow Al_{0,65} \rightarrow Sc_{0,56} \rightarrow Ca_{0,55} \rightarrow Sr_{0,43} \rightarrow K_{0,41} \rightarrow Ba_{0,36} \rightarrow Y_{0,32} \rightarrow Ta_{0,27}$.

Проведенное исследование показало наличие в образцах бурового шлама высокого содержания элементов I и II класса опасности, таких как: As, Pb, Zn и Cu, концентрации которых во много раз превышали ПДК в почве.

Комплексная оценка опасности отходов при отработке месторождений нефти на основе результатов расчетных методов, геохимического анализа и методов биотестирования позволяет получить наиболее полную объективную информацию об их возможном воздействии на окружающую среду.

Литература

1. Булатов А.И., Макаренко П.П., Проселков Ю.М. Буровые промывочные и тампонажные растворы. М.: Изд-во Недра, 1999. 424 с.

2. Васильев А.В., Быков Д.Е., Пименов А.А. Анализ особенностей и практические результаты экологического мониторинга загрязнения почвы нефтесодержащими отходами // Изв. Самарского научного центра РАН. 2014. Т. 16. № 1(6). С 1705-1708.

3. Крючков В.Н. Курапов А.А. Оценка влияния отходов бурения на гидробионтов // Вестник Астрахан. гос. тех. ун-та. Серия: Рыбное хозяйство. 2012. № 1. С 61-65.

4. Пиковский Ю.И., Исмаилов Н.М., Дорохова М.Ф. Основы нефтегазовой геоэкологии: / Под ред. проф. А.Н. Геннадиева. М.: ИНФРА-М, 2015. 400 с.

5. Хаустов А.П., Редина М.М. Охрана окружающей среды при добычи нефти. М.: Дело, 2006. 552 с.

УДК: 550.4

ЭКОГЕОХИМИЯ НЕФТЯНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ХАНТЫ-МАНСИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА-ЮГРЫ

Московченко Д.В.

Институт проблем освоения Севера СО РАН, Тюмень, e-mail: land@ipdn.ru

Добыча нефти в Среднем Приобье, на территории ХМАО-Югры, сопряжена с большим экологическим риском. Ежегодно в округе происходит более 3 тыс. аварий на трубопроводах и скважинах, в результате которых в природную среду поступают нефть и минерализованные пластовые воды. Источниками загрязнения являются шламовые амбары, полигоны складирования отходов, факелы сжигания попутного газа. Поступление загрязнителей и их последующая аккумуляция представляют серьезную опасность для экосистем. Поэтому на месторождениях ХМАО-Югры, в соответствии с постановлением правительства округа, недропользователями проводится оперативный контроль состояния окружающей среды, который включает опробование атмосферного воздуха, снежного покрова, поверхностных вод, донных отложений, почв, оценку уровня загрязненности, выявление аномальных случаев содержания загрязнителей и информирование соответствующих природоохранных органов. Масштаб проводимых работ велик. К примеру, контроль качества поверхностных вод осуществляется более чем 50 организациями-недропользователями на территории 290 лицензионных участков. Эколого-геохимический мониторинг охватывает практически половину территории округа и превратился в целую научно–производственную отрасль.

Законодательная и методическая база экологического мониторинга, в соответствии с которой он принял повсеместный и упорядоченный характер, была принята более 10 лет назад. За это время накопился огромный объем данных, обобщение которых позволяет оценить эколого-геохимический статус региона, проследить источники поступления загрязнителей, выявить недропользователей, не соблюдающие природоохранные требования.

Мониторинг снежного покрова, нацеленный на индикацию атмосферных выпадений загрязняющих веществ, показывает, что на участках сжигания попутного газа наблюдается подкисление снега (среднее значение pH снижается с 5,9 до 5,1). Отмечено увеличение содержания нитратного и аммонийного азота, нефтяных углеводородов. Содержание тяжелых металлов близко к фоновому уровню, однако в отдельных случаях отмечен рост содержания никеля, хрома, цинка, ртути. Суммарный показатель загрязнения Zc менее 8, то есть уровень загрязнения невелик.

Наибольшую экологическую опасность при разработке месторождений углеводородов представляют разливы нефти и минерализованных пластовых вод. Загрязнители с водосборов поступают в притоки, затем – в основную водную артерию региона – реку Обь и далее – в Обскую губу и моря Арктики. Понимание этого обусловило широкомасштабное применение поверхностных вод в качестве объектов мониторинга на нефтяных месторождениях.

По данным 21-летнего (1993-2013 гг.) ряда наблюдений нами проведен анализ нефтяного и солевого загрязнения гидросферы. Особое внимание уделено реке Обь, для которой были обработаны результаты анализа 11353 проб (7076 проб из 27 проток и 4277 из главного русла на широтном отрезке – от восточной границы округа до впадения Иртыша). В главном русле Оби содержание нефтяных углеводородов (НУВ) в отдельных случаях достигало нескольких г/л (> 20 ПДК), среднее значение составило 0,062 мг/дм^3 (1,2 ПДК). Доля проб с превышением ПДК – 28% для главного русла Оби и 32% для проток. В соответствии с методикой комплексной оценки загрязненности по-

верхностных вод [1], к категории «устойчиво загрязненных» нефтепродуктами относится 21% обследованных водных объектов, 18% – к категории «характерной загрязненности». В процентном соотношении доля проб, в которых выявлено экстремально-высокий и высокий уровень загрязнения, в протоках примерно в трое выше, чем в главном русле (0,3% для проток и 0,1% – для главного русла Оби). Учитывая, что малые протоки и периодически затапливаемые низины («соры») являются участками, исключительно ценными для воспроизводства гидробионтов, экологически риск от нефтезагрязнения в них крайне велик. Наблюдается статистически достоверная зависимость содержания НУВ от количества эксплуатационных скважин и площади нефтяных разливов, расположенных ближе 2 км от русел, что прямо свидетельствует о техногенных источниках поступления. Это же подтверждается и составом донных отложений. В пунктах мониторинга, расположенных вблизи объектов нефтедобывающего комплекса, среднее содержание НУВ в донных отложениях в 3 раза превышает содержание в фоновых условиях. Также наблюдается увеличение в 1,5-1,6 раза содержания меди, никеля, хрома, железа, свинца.

Другой формой загрязнения при нефтедобыче является техногенный галогенез [2]. В последнее двадцатилетие в округе наблюдалось несколько очагов солевого загрязнения. В 90-х гг. и начале текущего столетия наиболее загрязнены были водные объекты правобережья Оби на территории Нижневартовского района, дренирующие территорию Самотлорского месторождения. Реки Ватинский Еган и Урьевский Еган входили в число наиболее загрязненных водных объектов ХМАО-Югры. Однако в последнее десятилетие здесь наблюдается снижение содержания хлоридов, связанное с постепенным самоочищением загрязненных почв. В последние годы максимальный уровень солевого загрязнения отмечен на левобережье Оби, на территории Нефтеюганского района (в притоках р.Большой Балык), где в водах некоторых рек среднее содержание хлоридов более чем в 10 раз превышало фоновый уровень.

Для определения вклада различных источников в процесс солевого загрязнения было проведено сопоставление содержания хлоридов (среднего арифметического, медианы, доли проб с превышением ПДК) с показателями техногенной нагрузки в пределах водосбора. К таковым относятся показатели аварийности на промыслах, характеризующие залповые поступления пластовых и «подтоварных» вод (количество аварий, масса загрязнителей и площадь загрязнения), показатели техногенной трансформации ландшафтов (площадь участков с нарушенным почвенно-растительным покровом и протяженность линейных объектов), количество потенциальных источников диффузного загрязнения (скважин и шламовых амбаров). Также вычислены удельные характеристики техногенеза в расчете на единицу площади, например, плотность размещения скважин и доля загрязненных земель. В качестве источников сведений использованы материалы отчетности недропользователей. Вычисление коэффициентов корреляции свидетельствует об отсутствии сильной зависимости содержания хлоридов от какого-либо отдельного фактора техногенеза. Величина медианы сильнее всего зависит от плотности размещения скважин (R =0,54) и от густоты линейных нарушений, т.е. протяженности линейных объектов по отношению к площади лицензионного участка (R=0,53). Влияние количества аварий, площади загрязнения и массы загрязнителей на медиану выражено слабее (R=0,42-0,44) Среднеарифметическое содержание хлоридов и количество проб с превышением ПДК в значительной степени определяется количеством аварий (R=0,59 и 0,63 соответственно). Таким образом, рост содержания хлоридов в поверхностных водах месторождений вызван комплексом причин, связанных как с аварийностью, так и с общим ростом нарушенных земель.

Проведенный регрессионный анализ показал, что основной вклад в солевое загрязнение в масштабах округа вносят диффузные источники – рассредоточенные на водосборах эксплуатационные и разведочные скважины, шламовые амбары. Сильнее

всего на содержание хлоридов влияет плотность скважин, следующим по силе фактором является плотность размещения шламовых амбаров. Показатели аварийности имеют меньшее значение. Это хорошо объяснимо: рост количества скважин практически неизбежно вызывает увеличение солевой нагрузки – как за счет усиления взаимодействия атмосферных осадков с минеральным грунтом, так и вследствие роста аварийности.

Для обеспечения эффективного управления в сфере природопользования важна оценка эффективности экологической политики крупнейших нефтедобывающих предприятий. В последние пять лет максимальный уровень солевого и нефтяного загрязнения поверхностных вод был отмечен на территории месторождений, которые разрабатывает ОАО «Роснефть»- Юганскнефтегаз. В то же время в донных отложениях, фиксирующих многолетний уровень загрязнения, содержание НУВ максимально на лицензионных участках ОАО Самотлорнефтегаз. Подсчитанные значения коэффициента концентрации Кс, равного отношению среднего содержания к фоновой концентрации или ПДК, позволили определить ассоциации веществ-загрязнителей для почв и донных отложений. Почвы месторождений, разрабатываемых ОАО «Роснефть»-Юганскнефтегаз, ОАО НК Русснефть и ОАО Самотлорнефтегаз, загрязнены нефтепродуктами, хлоридами, а также аммонийным азотом, причем наибольший уровень нефтезагрязнения выявлен для ОАО НК Роснефть (Кс=4,7), а хлоридов – ОАО Самотлорнефтегаз (Кс=4,2). Донные отложения наиболее сильно загрязнены на месторождениях ОАО Самотлорнефтегаз (Кс=8,9) и ОАО НК Роснефть (Кс=2,8). Максимальное среднее значение суммарного показателя загрязнения почв за период 2009-2014 гг. достигает на месторождениях ОАО Самотлорнефтегаз (Zc =18).

Таким образом, нефтяное и солевое загрязнение продолжает оставаться серьезной экологической проблемой в округе. Однако при соблюдении правил рационального природопользования удается существенно снизить уровень аварийности и ограничить поступление загрязнителей из иных источников, о чем свидетельствуют результаты мониторинга на месторождениях ОАО НК ЛУКойл и ОАО Сургутнефтегаз, где уровень загрязнения невелик.

Литература

1. РД 52.24.643-2002. Методические указания. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. Ростов-на-Дону, 2002. 55 с.

2. Солнцева Н.П. Добыча нефти и геохимия природных ландшафтов. М.: Изд-во МГУ, 1998. 376 с.

УДК 556.314(470.41)

ГИДРОГЕОХИМИЯ ЗОНЫ ГИПЕРГЕНЕЗА НЕФТЯНОГО РЕГИОНА ТАТАРСТАНА

Мусин Р.Х.

Казанский федеральный университет, Казань, e-mail: Rustam.Musin@kpfu.ru

Формирование химического состава подземных вод (ПВ) определяется многочисленными гидрогеохимическими и гидробиохимическими процессами, которые контролируются разнообразными факторами. Последние часто объединяются в две основные группы – природных и техногенных (природно-техногенных) факторов. Важнейшее значение в первой группе имеют литолого-фациальные особенности гидрогеологических разрезов и время взаимодействия в системе “вода-порода”. Ярким же примером совокупного действия разнообразных факторов на характер и структуру гидрогеохимического поля является верхняя часть гидролитосферы нефтяного региона Татарстана, где с середины XX в. разрабатываются такие крупные месторождения, как Ромашкинское, Ново-Елховское и Бавлинское. Данный регион расположен в пределах Южно-Татарского свода Волго-Уральской антеклизы Русской платформы и в пределах Восточно-Русского сложного артезианского бассейна блоково-пластовых вод. Зона активного водообмена обладает здесь мощностью до 300-350 м и охватывает комплекс пермских и плиоцен-четвертичных образований. Пермские отложения в объеме уфимского, казанского, уржумского и северодвинского ярусов характеризуются максимальным площадным распространением. Они отличаются широким спектром фациальных условий формирования – от морских (верхнешельфовых) до континентальных (озерных, аллювиальных и др.). Морские отложения обладают, преимущественно, карбонатно-терригенным составом и серой окраской, мощности их отдельных прослоев могут достигать 20 м, реже более; тогда как континентальные – в основном представлены песчано-глинистыми пестроцветными образованиями, с толщиной прослоев редко когда превышающей 6–8 м. Важной чертой пермской толщи является ее загипсованность, степень которой нарастает в восточном направлении. Гипсы отмечаются как в виде редких мелких включений, так и отдельных невыдержанных слоев до 0,5–1 м, реже более. Плиоцен-четвертичные отложения представлены песчано-глинистыми породами. Максимальной мощностью (до 210 м) они обладают в палео- и современных речных долинах, ширина которых обычно не превышает 10 км. В рассматриваемой осадочной толще выделяется ряд водоносных и слабоводоносных комплексов, связанных межпластовым взаимодействием (перетеканием) по схеме А.Н. Мятиева. Основными областями питания ПВ являются водораздельные пространства, а разгрузки – речные долины.

Подземные воды верхней части разреза характеризуются довольно высокой вариабельностью состава и минерализации. На отдельных участках изменчивость состава может резко проявляться даже в пределах одного водоносного горизонта на небольших расстояниях. В целом, значительным площадным распространением пользуются воды с преобладанием в анионном составе гидрокарбонатов, сульфатов, хлоридов; при этом их катионная составляющая может быть практически любой, а минерализация – 0,2–10 г/дм^3. Данные особенности состава ПВ определяются комплексом факторов, важнейшее значение среди которых имеют глубина залегания и литолого-фациальные особенности водовмещающих толщ (природный фактор), а также характер и уровень техногенного воздействия на гидролитосферу. Составы ПВ, при преобладании природных факторов их формирования, обычно имеют бимодальный характер распределения. С одной стороны, это гидрокарбонатные воды с минерализацией до 0,6 г/дм^3, реже более, и жесткостью (здесь и далее понимается общая жесткость) до 7–8

ммоль/дм^3; с другой – гидрокарбонатно-сульфатные и сульфатные воды с минерализацией до 2–3 г/дм^3 и жесткостью до 20–30 ммоль/дм^3 (при наименовании типа воды на последнем месте отражен преобладающий компонент). В первом случае основным гидрогеохимическим процессом является углекислотное выщелачивание карбонатно-терригенных пород, при этом превалирующий объем маломинерализованных гидрокарбонатных ПВ характеризуется питьевым качеством; во втором – выщелачивание и растворение гипсов, и смешение с водами более глубокой циркуляции в зонах разгрузки. На участках интенсивного техногенного воздействия проявляются три основные гидрогеохимические группы ПВ. В первой из них отмечается повышенная (более 20%-моль) роль хлоридов, при этом минерализация может достигать 5–10 г/дм^3, а жесткость – 40–70 ммоль/дм^3. Хлоридные воды пермских отложений отчетливо маркируют контуры крупных нефтяных месторождений. Площади развития данного типа ПВ могут составлять многие десятки км^2, их формирование в первую очередь связано с утечками, иногда аварийными, попутных нефтяных вод (рассолов с минерализацией до 300 г/дм^3) из многочисленных трубопроводов и емкостей хранения. Вторая группа ПВ с превалирующим влиянием техногенного фактора на формирование их состава характеризуется повышенными содержаниями нитратов и органического вещества; здесь минерализация – до 2–2,5 г/дм^3, а жесткость – 15–20 ммоль/дм^3. Третья же группа ПВ отличается сверхпредельными концентрациями ряда тяжелых металлов (Fe, Mn, Pb и др.) и, довольно часто, органического вещества; при этом воды могут быть пресными и относительно мягкими, и характеризоваться гидрокарбонатным составом. Обе последние группы ПВ отличаются узколокальным (мелкомозаичным) распространением. Нитратные воды тяготеют ко многим населенным пунктам, крупным животноводческим комплексам, складам удобрений и т.д., участки их развития отражают области сельскохозяйственного загрязнения; а ПВ, обогащенные тяжелыми металлами, обычны для крупных промышленных центров и их окраин (г.г. Набережные Челны, Нижнекамск и некоторые другие). Три группы ПВ, в формировании которых значительную роль играет техногенный фактор, отличаются не только по составу и характеру площадного развития, но и по масштабу вертикального распространения. Если обогащенность ПВ нитратами, органическим веществом и рядом тяжелых металлов обычно проявляется лишь на уровне первых от поверхности водоносных горизонтов (комплексов), то хлоридное загрязнение участками может охватывать зону активного водообмена на большую часть ее мощности.

Количественная оценка роли тех или иных факторов в формировании состава ПВ проведена по гидрогеохимическому анализу водораздельных участков, где преобладает нисходящая фильтрация и формирование состава ПВ определяется исключительно взаимодействием первичных атмосферных осадков и их дериватов с почвами и породами разреза, с использованием концентрационных градиентов: $gradC=(C_2-C_1)/(h_2-h_1)$; где $gradC$ – градиент концентраций (мг/дм^3·м, ммоль/дм^3·м и т.д.); C_2 и C_1 концентрации (значения) компонентов (параметров) в водах на глубинных уровнях, соответственно, h_2 и h_1.

Для получения наиболее объективной картины целесообразно выделение концентрационных градиентов на нескольких глубинных уровнях – до 50, 50–100 и более 100 м. Для первого глубинного интервала C_1 отражает характеристики атмосферных осадков, а h_1 равно нулю, для второго и третьего интервалов используются параметры водоносных горизонтов соответствующих глубин. Значения концентрационных градиентов определены по фактическому материалу около 50 скважин, вскрывших не менее двух разноглубинных водоносных горизонтов с раздельным гидрогеохимическим опробованием на основных поверхностных водоразделах, которые в регионе являются и водоразделами ПВ пермских отложений (табл. 1). Подавляющая часть вскрытых скважинами водоносных горизонтов залегает в стратиграфическом интервале от уржум-

ского яруса до нижнеказанского подъяруса. Приведенные значения концентрационных градиентов довольно информативны. Стоит только остановиться на следующем: основной уровень минерализации ПВ в незагипсованных разрезах вне контуров разрабатываемых нефтяных месторождений складывается уже на самом верхнем 50 м интервале; при наличии гипса резкий рост солесодержания ПВ обычно отмечается с глубин 40–70 м; техногенный фактор в виде разработки нефтяных месторождений на формирование состава ПВ может оказывать влияние, на порядок превышающее роль природных факторов в виде литолого-фациального строения водовмещающего разреза; в районах нефтеразработок нефтяное (хлоридное) загрязнение может проявляться как сверху (за счет утечек попутных нефтяных вод), так и снизу (за счет восходящих заколонных перетоков), глубинный же интервал 50–100 м может являться областью развития наименее минерализованных и жестких ПВ; отрицательные значения концентрационных градиентов связаны в основном с процессами высаливания и сорбции, к которым в контурах нефтяных месторождений добавляется возможность проявления хлоридного загрязнения лишь в самой верхней части разреза.

Таблица 1

Значения концентрационных градиентов при вертикальной нисходящей фильтрации в пермских отложениях нефтяного региона Татарстана

Параметры	Глубина залегания, м	Терригенные разрезы		Карбонатно-терригенные разрезы		Разрезы с влиянием нефтеразработок	
		«нормальные»	с гипсом	«нормальные»	с гипсом	«нормальные»	с гипсом
Минерализация	до 50	3,3-7,2	6,3	4,3-7,0	4,6-16,3	11,4-34	6,4-60,5
	50-100	(-1,1)-1,7	4,1-44,9	0,1-2,8	1,6-79,2	(-35)-(-4,4)	(-4)-63,2
	>100	0,1-0,6	1,2-17,6	(-2)-3,9	0,9-149	(-28)-17,7	
Жесткость общая	до 50	0,06-0,1	0,1	0,07-0,1	0,1-0,32	0,11-0,51	0,1-0,76
	50-100	(-0,1)-0	0-0,64	(-0,1)-0,1	0-0,84	(-0,7)-0,1	0-0,4
	>100	0,003	(-0,1)-0,1	(-0,03)-0	0,01-1,7	(-0,2)-0,2	
HCO_3^-	до 50	3,6-7,4	до 4,9	4,5-6,8	4,2-5,3	2,5-7,0	0,5-3,8
	50-100	(-1,2)-1,8	(-2,7)-(-1,6)	(-1,1)-2,4	(-4,7)-3,5	0,6-3,7	(-6,4)-0,9
	>100	(-0,8)-0,4	(-1,7)-1,6	(-1,6)-0,1	(-6,6)-(-0,2)	(-11,1)-3,7	
Cl^-	до 50	0,08-0,26	0,3	0-0,29	0-0,26	4-17,5	0,82-24,5
	50-100	0-0,12	0,12-0,3	0-0,17	0-1,2	(-25)-0,9	5,4-6,9
	>100	0,01-0,08	0-1,2	0-0,6	0-1,66	(-2,8)-12,9	
SO_4^{2-}	до 50	0-0,21	1,2	0-0,33	0,9-5,8	0-0,8	1,67-4,7
	50-100	(-0,3)-0,5	3,4-33,6	(-0,1)-0,7	1,1-59,3	(-0,2)-1,1	1,2-43,0
	>100	(-0,1)-0,1	1,7-11,5	(-0,3)-0,2	0,9-112,3	(-1,9)-3	
Ca^{2+}	до 50	0,1-1,22	1,2	0,5-1,1	0,9-4,8	0,94-6,4	0,9-18,0
	50-100	(-1,1)-0,1	0-11,3	(-0,2)-0,5	0-15,1	(-9,3)-0,7	1,6-4,1
	>100	(-0,1)-0,1	(-0,5)-0,6	(-0,2)-0,1	0-23,4	(-1,6)-5,1	
Mg^{2+}	до 50	0,03-0,94	0,4	0,3-0,95	0,54-0,93	0,8-2,3	0-4,2
	50-100	(-0,2)-1,2	0,8-0,9	(-0,3)-0,26	0-1,53	(-2,4)-0,5	(-1,2)-2,1
	>100	0-0,12	(-0,4)-0,4	(-0,2)-0,05	0,02-18	(-1,2)-0,4	
$(N^++K)^+$	до 50	0-0,66	0,7	0,13-0,8	0,01-0,6	0,1-6,0	0,8-1,5
	50-100	0-1,0	0,4-2,2	0-1,0	0,3-7,5	(-3,0)-1,1	0,1-12,3
	>100	0,03-0,19	1,5-6,4	0-1,7	0,05-12,1	(-5,6)-2,7	

Примечание. Единицы измерения общей жесткости – ммоль/дм^3·м, остальных параметров – мг/дм^3·м; значения градиентов для первого глубинного уровня определены с учетом состава атмосферных осадков, средняя минерализация которых 43 мг/дм^3

Значения большей части концентрационных градиентов определяются, прежде всего, литологическими особенностями коллекторов ПВ и влиянием процессов нефтедобычи, меньшую роль играет глубинный фактор (табл. 2). Литолого-фациальные особенности зон перекрытия водоносных горизонтов в случае отсутствия гипса имеют не-

значительное влияние на концентрационные градиенты, а роль таких параметров как возраст и мощность водовмещающих и перекрывающих их пород сведена практически к нулю. Значимые отрицательные связи градиентов гидрокарбонатов с параметром возраста пород связаны с характером его оцифровки – каждому стратиграфическому подразделению присваивалось цифровое значение, которое увеличивалось вниз по разрезу; в связи с этим, данные отрицательные корреляционные связи определяются глубиной залегания. Дополнительно необходимо отметить противоположную роль глинистых и карбонатных пород водоносных горизонтов в характере поведения концентрационных градиентов всех рассматриваемых компонентов и интегральных показателей состава ПВ; а также прямо противоположное поведение градиентов гидрокарбонатов и сульфатов, которое в первую очередь определяется глубинным фактором и связано с насыщением ПВ карбонатами кальция и возможностью их выпадения в осадок при выщелачивании гипсов.

Таблица 2

Корреляционные связи значений градиентов концентраций основных компонентов состава ПВ с параметрами некоторых геолого-гидрогеологических показателей

Геолого-гидрогеологические показатели	Grad Мин.	Grad Жест.	Grad HCO_3	Grad Cl^-	Grad SO_4^{2-}	Grad Ca^{2+}	Grad Mg^{2+}	Grad (Na+K)
Глубина кровли	-0,01	-0,16	**-0,70**	-0,19	**0,43**	-0,07	**-0,31**	0,14
Глубина подошвы	0,07	-0,07	**-0,73**	-0,17	**0,52**	0,03	-0,27	0,12
Мощность	0,16	0,23	0,14	0,11	0,05	0,21	0,15	-0,09
Возраст	-0,03	-0,14	**-0,62**	0,00	0,21	-0,06	-0,27	0,18
Терриг. породы (континент. фации)	-0,03	0,06	0,24	-0,14	-0,02	-0,03	0,15	-0,23
Терриг. породы (морские фации)	-0,02	-0,15	**-0,45**	0,08	0,05	-0,07	-0,21	**0,27**
Глинистые породы	-0,07	-0,22	**-0,51**	-0,10	0,16	-0,15	-0,24	0,20
Карбонатные породы	0,10	0,11	0,05	0,14	0,05	0,14	0,02	0,04
Глубина кровли	0,07	-0,07	**-0,73**	-0,17	**0,52**	0,03	-0,27	0,12
Глубина подошвы	-0,03	-0,14	**-0,68**	-0,23	**0,41**	-0,06	**-0,30**	0,02
Мощность	-0,23	-0,19	-0,06	-0,19	-0,14	-0,20	-0,14	-0,20
Эффективная мощн.	-0,14	-0,17	-0,01	-0,17	-0,08	-0,15	-0,19	0,01
Возраст	0,08	-0,01	**-0,57**	0,07	0,25	0,06	-0,16	0,17
Терриген. породы (континен. фации)	-0,24	-0,19	0,23	-0,02	**-0,44**	-0,26	0,00	-0,09
Терриген. породы (морские фации)	0,06	0,00	**-0,35**	-0,05	**0,31**	0,07	-0,13	0,03
Глинистые породы	**-0,33**	**-0,46**	-0,21	-0,21	-0,22	**-0,46**	-0,26	0,21
Карбонат. породы	**0,43**	**0,43**	0,18	0,16	**0,35**	**0,43**	0,26	0,11
Разрезы с влиянием нефтеразработок	**0,51**	**0,53**	0,02	**0,76**	-0,08	**0,49**	**0,45**	**0,32**
Загипсованные разрезы	**0,41**	**0,29**	**-0,49**	0,10	**0,66**	**0,37**	0,01	0,23

Примечание. В первом столбце начальные 8 параметров характеризуют зону перекрытия водоносных горизонтов (для первого от поверхности водонасыщенного интервала это зона аэрации); следующие 9 параметров, отраженные *курсивом*, относятся непосредственно к водоносным горизонтам. **Полужирным** приведены значимые коэффициенты парной корреляции, полученные по обработке фактического материала 28 скважин, характеризовавшихся детальной литологической характеристикой разреза

УДК 551.242:551.464.38(470.45)

ГИДРОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ПОДЗЕМНЫХ ВОД ЗОНЫ ГИПЕРГЕНЕЗА ПРИКАСПИЙСКОГО МЕГАБАССЕЙНА

Мязина Н.Г.

Оренбургский государственный университет, Оренбург,
e-mail: miazinanatalia@rambler.ru

Прикаспийский перикратонный мегабассейн представляет собой обширную область пермского соленакопления. Для бассейна характерно гетерогенное строение земной коры присутствие субокеанической и континентальной кор, проявление рифтогенеза, сложное блоковое строение фундамента, глубокое погружение фундамента и накопление мощного осадочного чехла, содержащего соленосные формации. Своеобразие Прикаспийского бассейна проявляется в том что ее территория граничит и обрамляется на востоке герцинидами Южного Урала, Мугоджар и на юге кряжа Карпинского. Изучение солянокупольных областей представляет большой практический интерес, солянокупольная тектоника играет особую важную роль в формировании подземных вод в надсолевом комплексе [1, 4]. Роль тектогенеза и галогенеза играет немаловажную роль в формировании пресных и соленых вод зоны гипергенеза верхней зоны осадочного чехла.

В зоне гипергенеза формируются и акумулируются основные ресурсы хозяйственно питьевых пресных подземных вод гидрокарбонатного, хлоридно-гидрокарбонатного (гидрокарбонатно-хлоридного) и смешанного анионно-катионного состава. Широко представлены солоноватые и соленые подземные воды.

В пределах Прикаспийского артезианского мегабассейна – подавляющее количество одиночных и крупных водозаборов являются инфильтрационными, эксплуатирующими водоносные четвертичные аллювиальные и морские горизонты. Они приурочен в основном в прибрежной зоне Волгоградского водохранилища, Волго-Ахтубинской поймы к долинам рек Урала, Эмбы, Илек и др.

Источником питания подземных вод этого горизонта, наряду с атмосферными осадками, являются, как правило, поверхностные воды, а также в подтягивании некондиционных вод как снизу, из подстилающих водоносных горизонтов, так и от реки, в случае соленосности поверхностных вод. Качественный состав которых формируется, в том числе, и под влиянием сброса сточных вод [3].

Наиболее широко в Прикаспии эксплуатируются месторождения, приуроченные к речным бассейнам. Все водозаборы в долинах рек каптируют водоносный четвертичный аллювиальный горизонт, сложенный, преимущественно, песчано-гравийными отложениями.

В пределах Прикаспийского артезианского бассейна (Оренбургская область) состояние подземных вод водоносного четвертичного аллювиального горизонта (aQ_{IV}) в долине р. Хобда изучалось в естественных условиях на «Покровском» гидрогеологическом посту по 2 скважинам (№№ 36 и 38). Водоносный горизонт залегает в песчано-гравийных аллювиальных отложениях в среднем на глубине от 3,0 до 5,0 м, в абсолютном интервале высоты 85,0-87,0 м. Зона аэрации сложена суглинками и супесями.

По составу воды водоносного четвертичного аллювиального горизонта (aQ_{IV}) хлоридно-гидрокарбонатные натриево-кальциевые, умеренно жесткие, нейтральные, редко слабощелочные, пресные, с сухим остатком не превышающим 0,39 г/дм^3. Превышения по ПДК в подземных водах не выявлено. Исключение составляет присутствие повышенных концентраций железа общего в 2013 г. – 1,10 мг/дм^3. Южнее по

всей впадине грунтовые воды в речных долинах заражены железом.

Опресненные и пресные воды встречаются в хвалынско-хазарском водоносном горизонте. Большое влияние на формирование химического состава грунтовых вод Прикаспия оказало хвалынское море, которое покрывало всю территорию впадины. К хвалынским отложениям приурочены солоноватые и соленые воды, а пресные накапливаются в песчаных линзах и носят преимущественно сезонный характер.

Таблица 1

Химический состав подземных вод зоны гипергенеза Прикаспийской впадины

№ пп	Название площади, скважина, глубина опробования. Возраст водоносного горизонта	Формула Курлова тип воды по классификации О.А. Алекина-Е.В. Посохова	Общая жесткость / карбонатная жесткость мг-экв/дм³
1	Колодец в 1 км к С от озера Шалкар (Казахстан), а Q_{IV}	$M\ 0{,}446\ \frac{HCO_3 79 Cl 16 SO_4 5}{Ca 61 Mg 34 Na 5}\ pH\ 7{,}6$ IIIa	6,91 / 5,78
2	с. Солянка (Казахстан), колодец, глубина 8 м, aQ_{III} hv	$M\ 1{,}3\ \frac{Cl 38 HCO_3 33 SO_4 25}{Na 42 Ca 32 Mg 26}\ pH 7{,}5$ IIa	12,64 / 7,57
3	Скв. Водозаборная, с. Васильевка. Акбулакский район, 13м, N-Q	$M\ 0{,}66\ \frac{HCO_3 48 Cl 41 SO_4 11}{Na 41 Mg 36 Ca 23}\ pH\ 8{,}2$ IIa	5,4 / 4,6
4	Скв. Водозаборная, с.Новоилецк Соль-Илецкий район, 2м, aQ_{IV}	$M\ 0{,}82\ \frac{HCO_3 49 SO_4 34 Cl 17}{Na 43 Ca 33 Mg 24}\ pH\ 8{,}2$ IIa	6,3 / 5,5
5	г. Краснослободск, Среднеахтубинский р-н. Скв.7885, 10-23.5, aQ_{IV}	$M\ 0{,}82\ \frac{HCO_3 75 Cl 21 SO_4 4}{Ca 52 Mg 26 Fe 16 Na 6}\ pH\ 8{,}2$ IIa	6,4 / 5,25
6	с. Рахинка, Среднеахтубинский р-н Скв.8910, 30-42 м, Q_{III}hz	$M\ 0{,}7\ \frac{HCO_3 52 SO_4 28 Cl 20}{Na 80 Mg 10 Ca 10}\ pH\ 7{,}7$ I	2,35 / 0

Выводы. Подземные воды зоны гипергенеза обеспечивают качественную составляющую общества, от вод зависит здоровье и благополучие людей, проживающих на этой территории, а также сельское хозяйство и промышленное потребление для технических целей.

По речным бассейнам формируются пресные воды с минерализацией до 1 г/дм³, приближаясь к впадению в Каспийское море она увеличивается до 3 г/дм³. По химическому составу воды от гидрокарбонатных кальциево-натриевых, магниево-кальциевых до сульфатно-хлоридных и хлоридных натриевых. В бортовой зоне встречаются воды в основном I и II типа (по классификации О.А. Алекина-Е.В. Посохова). В центральной части Прикаспийской впадины воды II, IIIа типа и далее до Каспийского моря. Изменчивость химического состава воды по площади отличается значительной интенсивностью.

В северной и западной бортовой зоне в верхнем гидродинамическом этаже в зоне гипергенеза формируются содовые воды «I» типа по О.А. Алекину. Это специфические содовые «I» типа пресные и слабосолоноватые воды с карбонатной жесткостью. Для подземных пресных вод по северу и северо-западу Прикаспийской впадины характерно высокое наличие карбонатной жесткости от 3,4 до 5,84 мг-экв/дм³, которую можно

удалить из раствора кипячением или предварительной очисткой.

В Волго-Ахтубинской пойме формируются подземные воды с минерализацией 0,7-1,0 г/дм^3 ClC^{Mg-Ca}, $ClSC^{Na}$ состава. Грунтовые воды аллювиальных отложений заражены железом (до 20-30 мг/дм^3), при нормативе (предельно-допустимой концентрации) ПДК суммарного Fe не более 0,3 мг/дм^3. Общая жесткость изменяется от 2,35-8,29 мг-экв/л при ПДК (7 мг-экв/л).

Литература

1. Мязина Н.Г. Вертикальная гидрогеохимическая зональность подземных вод Прикаспийской впадины // Геология, география и глобальная энергия. 2013. № 4 (51). С. 59-64.

2. Мязина Н.Г. Формирование подземных вод хозяйственно-питьевого назначения на территории Нижнего Поволжья // Водное хозяйство России. 2013. № 3. С. 81-85.

3. Мязина Н.Г. Значение подземных пресных вод Волго-Ахтубинской поймы // Вестник ОГУ. 2013. № 6 (155). С. 111-114.

4. Мязина Н.Г. Гидрогеологические и геотектонические особенности надсолевых верхнепалеозойско-мезозойско-кайнозойских палеобассейнов Прикаспийского солянокупольного региона // Вестник ПГУ. 2015. № 1(26). С. 38-42.

5. Мязина Н.Г. К вопросу гидрогеологического районирования надсолевого этажа Прикаспийской впадины: сб тр. Фундаментальные и прикладные вопросы гидрогеологии нефтегазоносных бассейнов // Мат-лы III Всеросс. науч. Конф. с международным участием (к 90-летию А.А.Карцева). Вып. 1(1). М.: ГЕОС, 2015. С.77-79.

УДК 631.41

БЕНЗ(А)ПИРЕН В ПОЧВАХ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ЛАНДШАФТОВ

Назаренко Н.Н.(1), Каверина Н.В.(2), Свистов А.К.(3)

(1) *Воронежский государственный аграрный университет имени императора Петра I, Воронеж, e-mail: talalajko@mail.ru*

(2) *Воронежский государственный университет, Воронеж, e-mail: knataliy@mail.ru*

(3) *Воронежский государственный педагогический университет, Воронеж, e-mail: i.svistova@mail.ru*

В последние годы проблеме изучения содержания бенз(а)пирена (БП) в почвах ряда крупных городов России уделяется особое внимание [1, 2]. Как канцероген он относится к первому классу опасности, обладает высокой мутагенной и тератогенной активностью [3]. В гигиенических нормативах БП считается индикатором загрязнения окружающей среды и подлежит обязательному контролю на территории населенных пунктов [3].

Бенз(а)пирен поступает в почву из загрязненного атмосферного воздуха с пылью, осадками и аккумулируется в их поверхностном горизонте. В городских ландшафтах этот полиарен способен сохраняться в течение нескольких десятков лет, что говорит о возможности его долгосрочного депонирования почвенным субстратом [1].

В задачи нашей работы входило определение в поверхностном слое городских почв БП и роли техногенных факторов в формировании загрязнения г. Воронежа.

Воронеж – крупный индустриально-промышленный город Центрального Черноземья с населением более 1 млн человек. На территории города исторически сложились несколько промышленно-производственных комплексов: левобережный, включающий ТЭЦ-1, заводы нефтехимического и авиационного профиля и правобережный, где расположены ТЭЦ-2, заводы машиностроительного и радиотехнического направления. Около 85% в загрязнение воздушной среды города вносит автотранспорт. Согласно данным Управления Росприроднадзора по Воронежской области [4], валовый объем выбросов загрязняющих веществ в атмосферу города за 2014 г. составил более 10 тыс. т/год (из них 5% относится к первому классу опасности). Наличие многочисленных низких источников выбросов в сочетании с транспортной загруженностью создают потенциальную угрозу опасного загрязнения городской среды.

Почвенные образцы отбирали летом 2014 г. из верхнего (0-10 см) слоя. Отбор проб по функциональным зонам проводился отдельно для левобережной и правобережной части города в силу разного рельефа, типа почв, гранулометрического состава, а также уровня техногенной нагрузки. Для правобережной части города характерны черноземы выщелоченные и серые лесостепные почвы, расположенные на суглинистых плакорах и пологих склонах, а для левобережной – пониженная выровненная поверхность надпойменной террасы, где присутствуют в основном дерново-лесные песчаные и супесчаные почвы. На большей части территории города преобладают антропогенно-преобразованные почвы – урбаноземы и их разновидности. Зональные почвы в пределах города сохранились только на отдельных участках парков в рекреационной зоне.

На базе лаборатории Воронежского филиала федерального бюджетного учреждения «Центр лабораторного анализа и технических измерений по Центральному федеральному округу» нами были проведены геохимические исследования отобранных образцов. Концентрацию БП в пробах определяли методом высокоэффективной жидкостной хроматографии с флуориметрическим детектором «Люмахром ФЛД 2410 Флюо-

рат-02-2М». Физико-химические свойства почв определяли в лаборатории кафедры агрохимии и почвоведения ВГАУ по общепринятым методикам.

Таблица 1

Физико-химические показатели почв г. Воронежа (осредненные по типам почв)

Свойства	Городские почвы						Фон	
	Урбанозем (n=8)		Индустризем (n=7)		Культуроземы (n=2)			
	I*	II	I	II	I	II	I	II
pH вод.	7,2	7,5	8,2	7,8	6,8	6,4	6,3	6,7
Гумус, %	2,6	5,8	5,1	6,3	3,2	4,7	3,0	5,6

* I – левобережная часть города, II – правобережная часть города

Под влиянием урбанизации и техногенного воздействия произошли изменения физико-химических показателей в поверхностных горизонтах почв (табл. 1). Особенно сильно трансформировались щелочно-кислотные условия по сравнению с их природными аналогами: слабокислая реакция среды сменилась на нейтральную и даже щелочную в придорожных и промышленных ландшафтах города. Это может быть связано с осаждением на поверхность почвы техногенной пыли, содержащей карбонаты кальция и магния. Наряду с pH, в поверхностном слое городских почв часто отмечается рост содержания органического углерода (гумуса). Если в культуроземах рекреационной зоны органическое вещество представлено природными фракциями гумуса, то в почвах промышленной и транспортной зоны в его составе преобладают органические соединения антропогенного происхождения. Наименьшие изменения претерпели почвы рекреационной зоны. В работах многих авторов отмечено [5, 6], что БП достаточно хорошо сорбируется гумусом и органическими коллоидами почв в нейтральных и щелочных условиях среды. Таким образом, трансформация физико-химических свойств почв промышленной и транспортной зоны города должна способствовать аккумуляции токсикантов на геохимических барьерах. Это дает основание рассматривать их как экологически неблагоприятные.

Таблица 2

Содержания БП в почвах различных функциональных зон г. Воронежа (min-max, средние значения указаны с погрешностью при P=0,95)

Городская функциональная зона	БП, мг/кг	Ко	Кс
I - ЛЕВОБЕРЕЖНАЯ ЧАСТЬ ГОРОДА			
Промышленная	0,11-0,24	3,5-12,0	7-24
Транспортная	0,05-0,18	2,5-9,0	5-18
Селитебно-транспортная	0,02-0,18	1,6-2,0	2-4
Рекреация	0,01-0,02	0,3-0,5	-
В целом по левому берегу	0,12±0,05	6,0	12
II - ПРАВОБЕРЕЖНАЯ ЧАСТЬ ГОРОДА			
Промышленная	0,03-0,12	1,5-6,0	3-12
Транспортная	0,03-0,09	1,5-4,5	3-9
Селитебно-транспортная	0,01-0,02	0,3-0,5	-
Рекреация	Менее 0,01	-	-
В целом по правому берегу	0,05±0,02	2,5	5

Примечание: Коэффициент накопления относительно: Ко (ПДК), Кс (городского фона)

Содержание БП в почвенном покрове города значительно варьирует (табл. 2). Самые высокие концентрации имеют антропогенно-преобразованные почвы. Так, в индустриземах промышленной зоны левобережья массовая доля полиарена составляла 0,15-0,24 мг/кг, а правобережной – 0,10-0,12 мг/кг. В урбаноземах транспортных зон показатели несколько ниже, но в левобережной части города остаются на высоком

уровне (0,05-0,18 мг/кг). Вероятно, сильное загрязнение на этой территории связано как с наличием большого количества автомобилей, так и близким расположением промышленных предприятий, что в совокупности определяет высокий уровень загрязнения [7]. Значения концентраций БП близкие к ПДК обнаружены в урбаноземах селитебно-транспортной зоны (0,01-0,04 мг/кг). Почвы рекреационной зоны на территории города имели массовые доли ниже ПДК (0,01 мг/кг).

Для сравнения средних значений БП в почвах различных функциональных зон города с ПДК (0,02 мг/кг) рассчитан коэффициент экологической опасности Ко (табл. 2). Превышение норматива БП в почвах города достаточно высокое и в среднем составляет для левобережной части города 6 ПДК, а правобережной – 2,5 ПДК. Максимальные значения (Ко=12) отмечены в индустриземах промышленной зоны левобережья. Согласно разработанным критериям эколого-геохимической оценки почв по БП [4], уровень загрязнения почв левобережной части города является чрезвычайно опасным (более 5 ПДК), а правобережной – опасным (2-5 ПДК). В культуроземах парковых зон, принятых нами за урбанизированный фон, не обнаружено превышений норматива. Приведенные выше коэффициенты концентрации БП можно использовать в качестве индикаторов уровня химического загрязнения городских почв.

На основании результатов, полученных в ходе эколого-аналитических исследований, нами сделаны следующие выводы о степени антропогенного загрязнения почвенного покрова г. Воронежа:

1. Основными источниками БП в почвах являются выбросы промышленных предприятий и автомобильного транспорта. Интенсивность загрязнения почвенного покрова определяется типом почв и их физико-химическими свойствами.

2. По уровню содержания БП функциональные зоны города образуют ряд: промышленная (5,8 ПДК) > транспортная (3,3 ПДК) > селитебно-транспортная (1,3 ПДК) > рекреационная (ниже ПДК).

3. Эколого-геохимическая обстановка по состоянию загрязнения почв в левобережье оценивается как чрезвычайно опасная (6 ПДК), а в правобережной части города – опасная (2,5 ПДК).

Литература

1. Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М. Многолетняя динамика и факторы накопления бенз(а)пирена в городских почвах (на примере ВАО Москвы) // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2011. № 2. С. 25-34.

2. Лодыгин Е.Д., Чуков С.Н., Безносиков В.А., Габов Д.Н. Полициклические ароматические углеводороды в почвах васильевского острова (Санкт-Петербург) // Почвоведение. 2008. № 12. С. 1494-1500.

3. ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 15 с.

4. Воронеж: среда обитания и зоны экологического риска / С.А. Куролап, С.А. Епринцев, О.В. Клепиков и др. Воронеж: Истоки, 2010. 207 с.

5. Когут М.Б., Шульц Э., Галактионов А.Ю., Титова Н.А. Содержание и состав полициклических ароматических углеводородов в гранулоденсиметрических фракциях почв парков Москвы // Почвоведение. 2006. № 10. С. 1182-1189.

6. Ровинский Ф.Я., Теплицкая Т.А., Алексеева Т.А. Фоновый мониторинг полициклических ароматических углеводородов. Л.: Гидрометеоиздат, 1988. 223 с.

7. Назаренко Н.Н., Свистова И.Д. Биодинамика и загрязнение тяжелыми металлами и нефтепродуктами почв г. Воронежа // Экология и биология почв: мат-лы междунар. конф. Ростов-на-Дону, 2014. С. 557-560.

УДК 631.48

АНТРОПОГЕННЫЙ ГАЛОГЕНЕЗ В ГОРОДСКИХ ПОЧВАХ (НА ПРИМЕРЕ ВАО И ЗАО МОСКВЫ)

Никифорова Е.М., Кислякова Н.Ю., Кошелева Н.Е.
МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: nikiforova-geo@mail.ru

Одной из актуальных проблем для северных городов и мегаполисов является антропогенное накопление легкорастворимых солей в почвах, вызванное применением на автомагистралях и тротуарах противогололедных реагентов (ПГР) для борьбы с наледями и снегом в зимний период. Современные ПГР – смеси из трех-пяти солей на основе хлористого натрия, составляющего 75–80% массы твердых веществ. Они представляют собой химически активные вещества, отрицательно влияющие на здоровье людей, способствующие коррозии автомобилей, разрушающие исторические памятники и объекты архитектуры. Процесс засоления негативно сказывается на состоянии городских почв, приводя к ухудшению их свойств и нарушению режима функционирования, что обычно вызывает деградацию и гибель зеленых насаждений [1].

В настоящее время расход ПГР при разовой обработке дорог Москвы составляет 80–200 г/м^2. В среднем при 50 обработках за зиму на поверхность почв поступает как минимум от 4 до 10 кг солей, а при 75 обработках – от 6 до 15 кг [2]. Слой белого налета, периодически возникающего на всех московских тротуарах – это смесь кристаллов хлористого натрия и мраморной пыли. Мраморная крошка нестойка в агрессивной солевой среде, быстро разрушается и истирается под механическим воздействием машин и пешеходов. Комбинированные ПГР экологически небезопасны, они усиливают пылеобразование, загрязнение почв и общую солевую нагрузку на их поверхностный слой.

С 1994 по 2000 гг. на дороги и улицы Москвы ежегодно распределялось не менее 350 тыс. т технической соли, в основе которой был твердый хлорид натрия. В период с 2004 по 2010 гг. ежегодно использовалось не более 232 тыс. т жидких и 83 тыс. т твердых ПГР. С 2011 г. объемы используемых химикатов заметно увеличились, составив за зиму 2014-15 гг. 379 тыс. т [2]. Таким образом, объем используемых в Москве ПГР сильно варьировал – до 2000 г. он был весьма значительным и практически полностью состоял из хлоридов натрия, в 2000-е гг. существенно сократился, состав ПГР стал более разнообразным, после 2011 г. наметилось новое заметное увеличение объемов ПГР.

Целью настоящей работы является оценка пространственно-временных трендов засоления поверхностного слоя почв легкорастворимыми солями на территории двух округов Москвы. Восточный административный округ (ВАО) г. Москвы относится к южно-таежным ландшафтам Подмосковной Мещеры и представляет собой плоскую равнину, сложенную водно-ледниковыми песками и супесями с абсолютными отметками 150–160 м. Большая часть Западного административного округа (ЗАО) Москвы расположена в пределах Теплостанской возвышенности, относящейся к Москворецко-Окской полого-увалистой равнине, рельеф и геологическое строение которой определяются особенностями развития московской стадии оледенения. Поверхность возвышенности ступенчатая, с абс. отметками 175-180, 190-200, 210-230 м. Наибольшая по площади нижняя ступень образована междуречьем рек Сетуни и Москвы и представляет собой флювиогляциальную равнину. Мощность четвертичных отложений составляет 10-20 м. Территория относится в зоне смешанных лесов, естественный почвенный покров представлен дерново-подзолистыми почвами, на культурных отложениях в городе развиты антропогенные, в различной степени преобразованные почвы [3].

Пробы городских почв отбирались вблизи автодорог с разной интенсивностью движения и во дворах жилых домов из верхнего (0-15 см) слоя в 3-х повторностях. В

качестве фона для ЗАО был выбран лесной участок в Одинцовском районе Московской области, для ВАО – Национальный парк «Мещера» в 150 км восточнее Москвы, со сходными с городскими почвами почвообразующими породами. Опробование почв ВАО проводилось в 2005 и 2010 гг., в ЗАО – в 2015 г. Органический углерод в почвах определялся методом Тюрина, анионы (HCO^{3-}, Cl^{-}, NO^{3-}, HPO^{4-}, $SO4^{2-}$) – на ионном хроматографе «Стайер» с пределом детектирования по хлорид-иону 0,02 мг/л, катионы Na, K – с помощью пламенной фотометрии, Ca и Mg – комплексонометрическим методом. Общая щелочность измерялась путем кислотно-основного титрования. Минерализация почвенного раствора TDS измерялась кондуктометром "Seven Easy S30", Mettler Toledo (погрешность ± 0,5%), pH – pH-метром "ЭКСПЕРТ-pH" (погрешность ±0,07 ед. pH), гранулометрический состав – на лазерном гранулометре Fritsch Analysette 22 comfort. Содержание фракций рассчитывалось по методу Качинского. Все анализы выполнены в Эколого-геохимическом центре географического факультета МГУ.

Обработка полученных данных проводилась в программном пакете STATISTICA 10. Для основных ионов в водной вытяжке рассчитывались коэффициенты накопления *Кс=Сгор/Сфон*, где *Сгор, Сфон* – содержание ионов в городских и фоновых пробах соответственно.

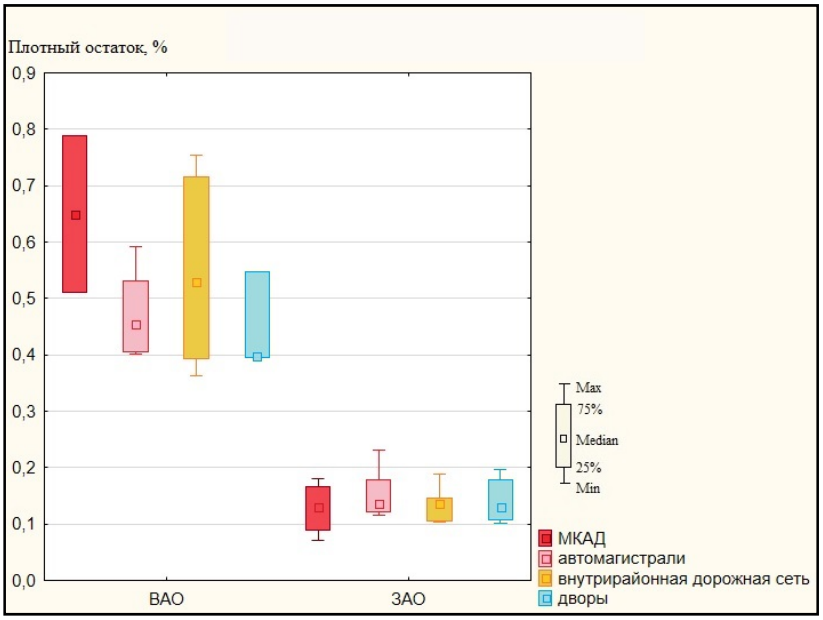


Рис. 1. Диаграмма размаха плотного остатка в верхнем слое почв ВАО (весна 2010 г.) [4] и ЗАО (весна 2015 г.) вблизи автодорог с разной интенсивностью движения и во дворах селитебной зоны

Результаты проведенного в 2015 г. в ЗАО почвенно-геохимического исследования были сопоставлены с данными засоления почв в ВАО Москвы, полученными в 2005-2010 гг. [4]. Сравнение этих почв, опробованных в разное время, проведено при допущении, что на всей территории города была одинаковая солевая нагрузка в зимний период, что подтверждается дозами «Нормативов о применении ПГР для территории Москвы» на единицу площади за одну обработку [5]. Сравнительный анализ проявлений антропогенного галогенеза показал, что почвы в ЗАО отличается меньшими значениями плотного остатка в поверхностном слое, чем почвы в ВАО в среднем в 4 раза (рис. 1). Различия в степени засоления почв на территории двух округов свидетельствуют об уменьшении солевой нагрузки, оказываемой на придорожные почвы ЗАО Москвы в 2015 г. При этом вариабельность содержания плотного остатка в почвах ВАО была больше, чем в ЗАО. В почвах Западного округа средние значения плотного остатка вблизи автодорог с разной интенсивностью движения довольно близки, различия ме-

жду их средними значениями статистически незначимы с вероятностью 95%. В почвах Восточного округа дороги и дворы делятся на две группы: с высокими значениями плотного остатка (0,4-0,78%), приуроченными к МКАД и внутрирайонной дорожной сети, и с низкими значениями (0,4-0,55%) вблизи внутрирайонной дорожной сети и во дворах жилых домов. Различия между средними значениями плотного остатка в почвах этих групп статистически значимы. Отсюда следует, что в течение последних 5 лет в поверхностном слое почв наметился тренд уменьшения степени засоления и нивелирования значений плотного остатка на отдельных участках территории ЗАО.

Сумма солей и состав водной вытяжки в почвах Восточного и Западного округов также сильно различаются. Сумма солей в почвах всех опробованных функциональных зон ВАО в несколько раз превышает значения, полученные для ЗАО. Так, сумма солей в почвах вблизи МКАД в ВАО в среднем почти в 5 раз выше, чем в ЗАО, на других крупных автомагистралях – в 3,7, по внутрирайонной дорожной сети – в 5, во дворах – в 4,1 раза (рис. 2). Это согласуется с выявленным выше трендом уменьшения засоления почв, вызванным снижением доз ПГР на территории ЗАО.

Существенному изменению подвергся и анионо-катионный состав водной вытяжки из почв рассматриваемых округов, что обусловлено сменой химического состава применяемых ПГР. Если в 2010 г. большая часть почв ВАО характеризовалась хлоридно-натриевым типом засоления, то в 2015 г. в почвах ЗАО стал преобладать нитратно-гидрокарбонатно-натриевый тип, что объясняется уменьшением доли NaCl в составе ПГР. При этом в обоих округах почвы во дворах жилых домов имеют несколько иной состав водной вытяжки, чем почвы транспортной зоны. В Восточном округе почвы дворов характеризуются хлоридно-кальциевым типом засоления, а в Западном округе – нитратно-гидрокарбонатно-кальциевым, что свидетельствует о применении во дворах двух округов нового реагента с высоким содержанием $CaCl_2$.

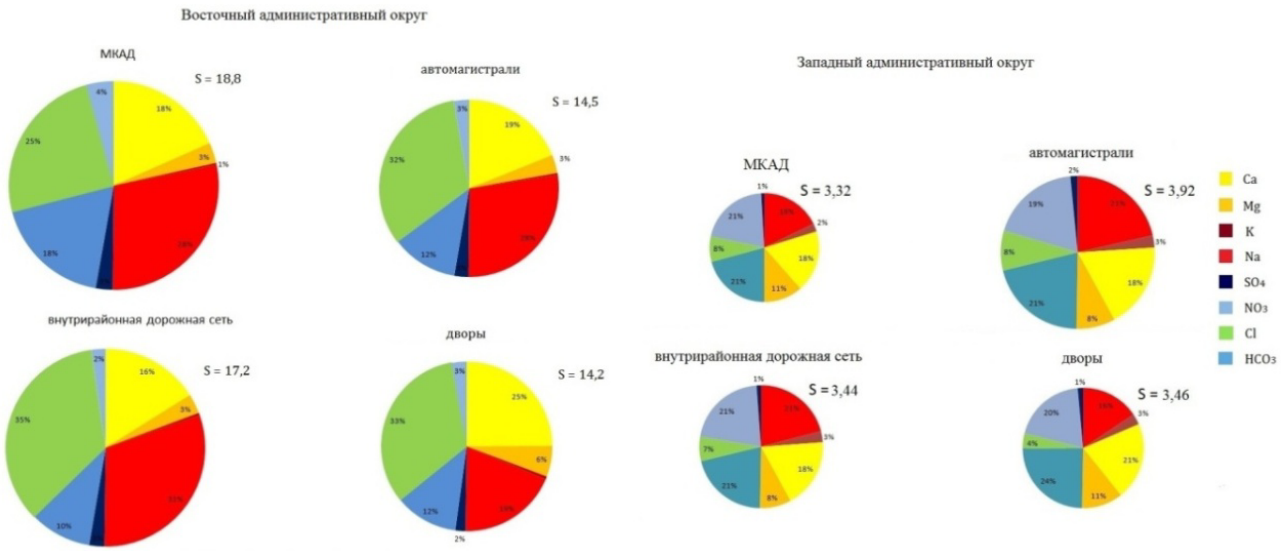


Рис. 2. Средние суммы (S, ммоль/100 г почв) и состав легкорастворимых солей в поверхностном слое почв ВАО (весна 2010 г.) [4] и ЗАО (весна 2015 г.) вблизи автомагистралей и во дворах селитебной зоны

Внутрипрофильное распределение суммы солей в разрезах почв, заложенных рядом с МКАД и крупными автомагистралями в ВАО и ЗАО, имеет аналогичный характер, за исключением максимумов в содержании солей, наблюдаемых на большей глубине в профилях почв Западного округа (рис. 3). В почвах ВАО в 2005 г. наибольшая сумма солей (40 ммоль/100 г) зафиксирована в верхней части профиля, а в ЗАО их поверхностный максимум был невысок и составил около 4 ммоль/ 100 г, т.е. в 10 раз меньше. С

глубиной сумма солей по профилю почв, как правило, уменьшалась, но в почвах ЗАО отмечались внутрипрофильные накопления солей с *Кс* до 2-5, что связано с эпизодическим поступлением и вертикальной миграцией больших доз ПГР.

Характер сезонной динамики распределения катионов и анионов по профилю почв в обоих округах также совпадает. Для них характерно уменьшение контрастности распределения суммы солей по глубине в осенний период. Это связано с промыванием почвы в течение летнего сезона пресными атмосферными осадками. Первыми из профиля удаляются наиболее подвижные ионы Na^+ и Cl^-, поэтому их содержание в почвах в осенний период резко сокращается. Отмечается также уменьшение степени засоления верхнего горизонта почв: сумма солей в ВАО в среднем составляет 7-8 ммоль/100 г, а в ЗАО – 1,2-1,4 ммоль/100 г (рис. 3). Такая значительная разница в сумме солей вызвана разной величиной солевой нагрузки в разные периоды времени.

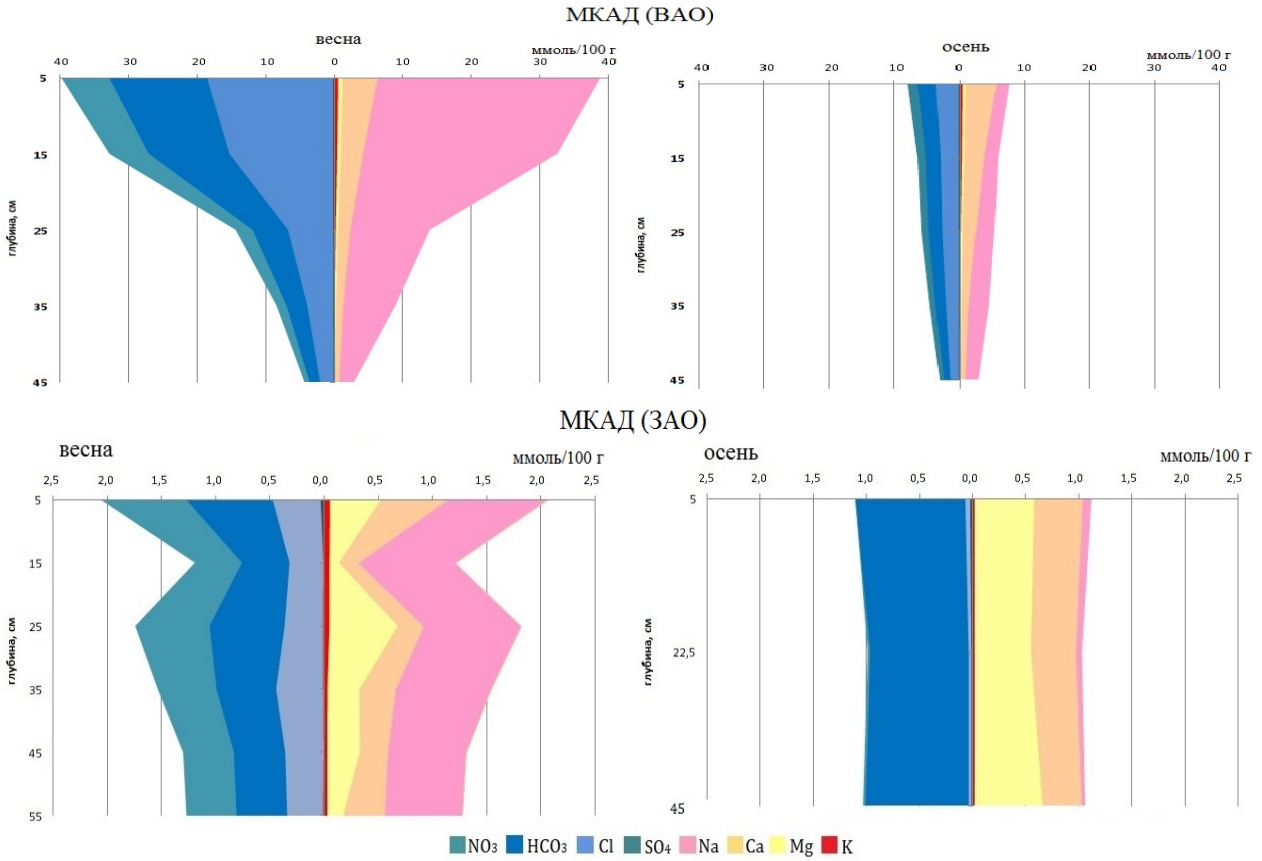


Рис. 3. Сезонная (весна-осень) динамика засоления профиля почв вблизи МКАД в ВАО (данные 2005 г.) [3] и ЗАО (2015 г.)

Большие объемы и длительность применения ПГР на территории Москвы привели к антропогенному засолению легкорастворимыми солями и подщелачиванию городских почв, не свойственным зональным почвам южно-таежных ландшафтов. Антропогенный галогенез проявился в почвах ВАО Москвы высокими уровнями накопления легкорастворимых солей в поверхностном слое. В почвах ЗАО к 2015 г. наметилась тенденция уменьшения степени засоления городских почв из-за снижения объемов ПГР и запрета роторной перевалки снега на придорожные почвы. Полученные в 2015 г. данные показали в среднем 5-6-кратное уменьшение содержания легкорастворимых солей в поверхностном слое почв Западного округа Москвы по сравнению с Восточным округом, придорожные почвы на территории ЗАО перешли в категорию слабозасоленных.

Литература

1. Ramakrishna D., Viraraghavan T. Environmental impact of chemical deicers – a review // Water, Air & Soil Pollut. 2005. Vol. 166. P. 49-63.

2. Хомяков Д.М. Москва солям не верит. О противогололедных реагентах, используемых в Москве за зимний период и их объеме. // Дорожная держава. 2015. Вып. 58. С. 91-95.

3. Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы (генезис, география, рекультивация) / Под ред. Г.В. Добровольского. М.: Ойкумена, 2003. 266 с.

4. Никифорова Е.М., Касимов Н.С., Кошелева Н.Е. Многолетняя динамика антропогенного засоления почв Москвы (на примере Восточного округа) // Почвоведение. 2014. № 3. С. 351-363.

5. ОДН 218.2.027–2003 Отраслевые дорожные нормы «Требования к противогололедным материалам».

УДК 550.4.02

ВЛИЯНИЕ ПРОЦЕССА ФОТОХИМИЧЕСКОЙ ДЕСТРУКЦИИ РАСТВОРЕННОГО ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА НА МИКРОЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД БОРЕАЛЬНОЙ ЗОНЫ

Олейникова О.В.(1), Бычков А.Ю.(1), Дроздова О.Ю.(1), Лапицкий С.А.(1), Покровский О.С.(2)

(1) *МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: olga-oleyn@yandex.ru*

(2) *Обсерватория Миди-Пиренеи, Тулуза, Франция*

В цикле углерода важнейшим звеном являются процессы преобразования органического вещества (ОВ), а вторым по масштабности, после фотосинтеза, по праву называют процесс гумификации, который затрагивает порядка $40 \cdot 10^9$ т углерода в год [1]. Главным резервуаром гуминовых веществ является органическое вещество почв бореальной климатической зоны. Гуминовые вещества почв являются источником растворенного органического углерода (РОУ) поверхностных вод, концентрация которого достигает 60 мг/л в исследуемых водах водосборного бассейна оз. Ципринга (Северная Карелия).

Известно, что для многих растворенных металлов поверхностных вод бореальной зоны главной формой нахождения являются комплексы с органическим веществом [2], устойчивость которых контролирует миграцию и осаждение элементов в процессе коагуляции и минерализации органических коллоидов. Факторами деструкции выступают биологическое разложение при участии бактерий и грибов, фотодеградация, химическое окисление кислородом воздуха. Цель данной работы заключается в оценке влияния фотохимических процессов на динамику деградации и фракционного перераспределения растворенного органического вещества (РОВ) и поведение отдельных групп микроэлементов, связанных с ним.

В рамках исследования процесса фотодеструкции РОВ в поверхностных водах бореальной климатической зоны, были проведены эксперименты в натурных условиях с использованием двух различных природных субстратов: вод болота ZPBL, расположенного на берегу оз. Ципринга (Сев. Карелия) и реки Палайоки (Сев. Карелия), с условным названием KAR-1 (соответственно точке пробоотбора). Воды характеризуются высоким содержанием РОУ: 38,7 мг/л для ZPBL и 12 мг/л для KAR-1.

По методике постановки эксперимента стерильные фильтраты (0,22 мкм) исследуемых вод подвергались солнечному облучению и последующей фильтрации с разделением на размерные фракции (0,22 мкм, 10 кДа и 1 кДа). Для оценки воспроизводимости полученных результатов были проведены параллельные измерения, а вклад фактора фотодеструкции контролировался идентичными пробами, находящимися без доступа солнечного света (темновой контроль).

Постановка эксперимента в натурных условиях, на территории сев. Карелии позволила максимально приблизить модельные процессы к природным за счет использования естественного источника света – солнца. В ходе экспериментов при постоянных значениях pH было обнаружено значительное снижение показателей оптической плотности, измеряемой in-situ в лабораторных полевых условиях, по сравнению с исходными пробами и темновыми контролями на 85% и 50% для воды болота ZPBL и речной воды KAR-1 соответственно. Оптическая плотность измерялась при длине волны 245 нм, характеристической для ароматической составляющей РОВ. Снижение данного параметра в размерной фракции 0,22 мкм по всей видимости связано с коагуляцией и выведением ОВ из раствора под действием фотохимической деструкции. Для воды болота ZPBL была исследована размерная фракция 1 кДа, в которой наблюдается

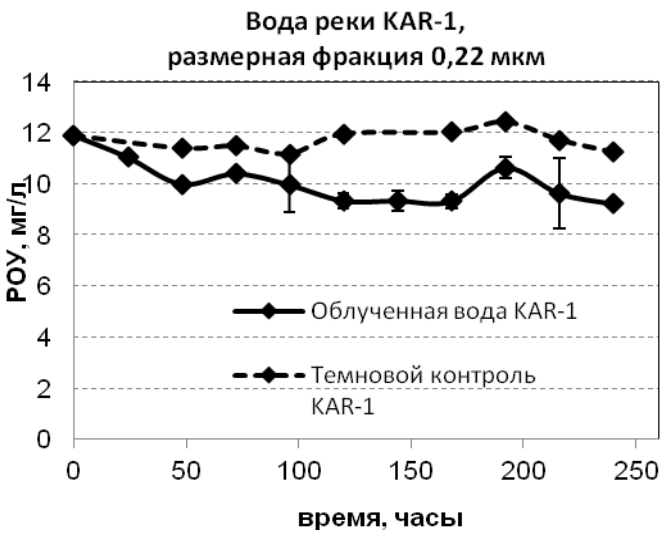


Рис. 1. Изменение содержания РОУ в воде реки KAR-1 в ходе эксперимента по фотодеструкции

обратный процесс увеличения оптической плотности в ходе эксперимента, который объясняется увеличением доли низкоразмерых органических кислот в процессе фотодеструкции более крупных. Результаты измерения РОУ в экспериментальных водах методом термокаталитического окисления (Shimadzu toc-v), представленные на рис. 1 и 2, подтверждают выведение органических соединений из раствора, прослеженное по снижению оптической плотности. Эффект уменьшения РОУ составил порядка 60% для болотной воды ZPBL и порядка 20% для речной воды KAR-1 в размерной фракции 0,22 мкм за 10 дней эксперимента.

РОУ болотной воды более подвержен фотодеструкции при воздействии солнечного света, так как источник растворенного органического вещества – гумусовый горизонт – находится значительно ближе в цепи преобразования органических соединений, по сравнению с речной водой, органические вещества которой в силу продолжительного времени пребывания в условиях солнечного облучения и природных процессов биодеструкции проявляют большую устойчивость в эксперименте.

Критерий SUVA ($SUVA=E_{254}/C_{орг}$, где E_{254} – значение оптической плотности при длине волны 254 нм, $C_{орг}$ – содержание растворенного органического углерода [мг/л]), характеризующий отношение низкомолекулярной фракции органических кислот к суммарному содержанию РОУ, рассчитанный для исследуемых вод, снижается в ходе опыта, что означает изменение качественного состава и характеристик РОВ под действием солнечного излучения.

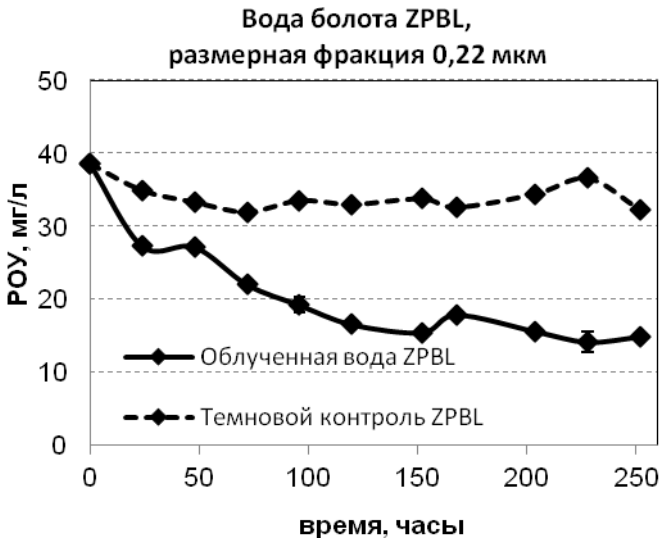


Рис. 2. Изменение содержания РОУ в воде болота ZPBL в ходе эксперимента по фотодеструкции

В пробах экспериментов методом ИСП-МС анализа было измерено содержание микроэлементов. Результаты измерений показали, что при коагуляции металло-органических коллоидов под воздействием фотохимических процессов содержание Al, Ti, V, Cr, Fe, Ga, As, Y, Zr, Nb, REE, Hf,Th, U в воде болота ZPBL снижается, тогда как в речной воде KAR-1, с устойчивым к фотодеструкции РОВ, содержания микроэлементов остаются постоянными. Темновые контроли исследуемых вод подтверждают стабильность концентрации микроэлементов вне процесса фотодеструкции.

Работа выполнена при поддержке грантов РФФИ № 14-05-00430, 15-05-05000 и 16-55-150002.

Литература

1. Перминова И. В. Гуминовые вещества – вызов химикам XXI века // Химия и жизнь. №1. 2008.

2. Pokrovsky O.S., Shott J. Iron colloids / organic matter associated transport of major and trace elements in smoll boreal rivers and their estuaries (NW Russia) // Chem. Geology. 2002. Vol. 190. Iss. 1-4. P. 141-179.

УДК: (550.47±550/84)(550.47±550/84)553.3/.4:574.24

БИОГЕННАЯ МИГРАЦИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В УСЛОВИЯХ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННОЙ СИСТЕМЫ БАШКИРСКОГО ЗАУРАЛЬЯ

Опекунова М.Г., Сомов В.В., Папян Э.Э.

Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург, e-mail: m.opekunova@mail.ru

В результате многолетнего воздействия добычи, транспортировки и первичной переработки медноколчеданных руд на территории Сибайского горнорудного комплекса Башкирского Зауралья сформировалась природно-техногенная система, характеризующаяся высоким содержанием тяжелых металлов (ТМ – Cu, Zn, Fe, Mn, Pb, Cd и др.) в компонентах ландшафтов [1-3].

С точки зрения биогеохимического районирования территория относится к Южно-Уральскому субрегиону биосферы [4], который в целом отличается высоким содержанием Cu и Zn во всех компонентах ландшафта (табл.), а региональный геохимический фон содержания Zn в почвах достигает ОДК [5]. Доля подвижных форм ТМ от их валового содержания невелика и составляет от 0,0 n до 1-4%. Однако содержание их в почвах крайне изменчиво как в пространстве, так и во времени. В связи с большой вариабельностью концентрации подвижных форм ТМ в почвах, обусловленной как естественными (погодные условия, положение в почвенной катене и др.), так и антропогенными факторами, фоновые показатели для оценки интенсивности техногенеза необходимо устанавливать ежегодно.

На протяжении многих лет в регионе ведется разработка месторождений медноколчеданных руд, которая послужила причиной выраженной техногенной трансформации ландшафтов и метаморфизации природных вод по анионно-катионному и микроэлементному составу. Отмечается образование вод сульфатно-магниевого типа с высокой концентрацией Cu, Zn, Cd и Mn [3]. Почвы и донные осадки характеризуются аномальным валовым содержанием рудных элементов (Cu, Zn, Cd) и их подвижных форм, доля которых достигает 50%.

Растительный покров степных ландшафтов обладает высокой устойчивостью к аномальным геохимическим условиям и выступает мощным стабилизирующим фактором в биогеохимическом круговороте ТМ. Усиление поступления ТМ в биологический круговорот отмечается в петрофитных группировках и на антропогенно нарушенной территории с измененным составом и структурой фитоценозов, а также во вторичных рудеральных растительных сообществах. Кроме того, растительность определяет распределение содержания ТМ в почвенном профиле по годам: при активном поступлении химических элементов в биологический круговорот отмечается их равномерное распределение по генетическим горизонтам, что хорошо согласуется с литературными данными [7]. В засушливые годы при низкой биогенной миграции отмечается рост их концентрации в гумусовом горизонте.

Выделяется две группы металлов, различающихся особенностями миграции и аккумуляции в катенарной структуре. Концентрации Ni, Pb и Co в почвах в естественных условиях Сибайской биогеохимической провинции приурочены к определенным фациям и стабильны во времени, в то время как распределение Cu, Zn, Fe и Mn по рельефу год от года меняется. Это, по-видимому, объясняется значительным участием растительного покрова в их миграции: в первую группу входят элементы захвата, интенсивность поглощения которых крайне низка независимо от ландшафтно-геохимических условий. Элементы второй группы необходимы для метаболизма и активно поглощаются растениями. Поэтому во влажные годы большая доля запасов ТМ второй группы

поступает из почв в растения, а в последующие 1-2 года они возвращаются обратно в почву со скоростью, зависящей от увлажнения (в том числе погоды) и микробиологической активности почв.

Таблица

Содержание некоторых ТМ в почвах и растениях Сибайской природно-техногенной системы, мг/кг

Параметр	Cu	Zn	Ni	Fe	Mn
Фоновая территория, Сибайская медно-цинковая провинция (вблизи пос. Мукасово)					
Почвы, валовое содержание, n=122	61±7	162±14	26±3	35080±2570	901±210
Почвы, подвижные формы, n=176	0,75±0,49	7,3±1,2	0,6±0,7	10,2±2,2	44±3,8
Средний укос биомассы, n=15	3,80±0,48	24,2±5,6	0,57±0,19	123±51	29,9±5,8
Злаки, n=8	2,24±0,57	17,2±4,95	0,43±0,30	89±52	22,9±7,10
Разнотравье, n=8	8,93±3,57	59±22	0,91±0,48	170±164	48±20
Ветошь, n=8	8,28±2,51	53±17,3	1,24±0,61	425±395	43±16
Полынь *Artemisia austriaca*, n=44	9,00±0,90	37,4±4,8	1,14±0,29	114±21	74±15
Вероника *Veronica incana*, n=30	5,40±0,51	30,7±3,1	1,35±0,41	140±34	24±4,3
Чабрец *Thymus marschallianus*, n=18	5,62±0,66	32±5,2	1,68±0,42	147±52	51±21
Зона умеренного воздействия, берег оз. Култубан (10 км к югу от отвалов)					
Почвы, валовое содержание, n=41	216±23	215±32	70±6	27889±4385	2736±470
Почвы, подвижные формы, n=60	1,63±0,50	22,5±5,07	1,04±0,32	34,1±17,1	107±17,7
Средний укос биомассы, n=17	5,28±0,56	18,6±3,12	0,62±0,14	104±16,4	43±10,5
Злаки, n=4	2,23±2,62	4,73±3,79	1,25±0,10	41±18,7	10,0±7,02
Разнотравье, n=4	8,55±1,71	37,9±15,0	1,10±0,29	75±42	37±22
Ветошь, n=4	5,55±4,82	18,4±17,6	0,98±0,49	261±268	38,2±38,2
Полынь *Artemisia austriaca,* n=49	11,8±1,5	47±6,5	1,34±0,27	93±27	82±17
Вероника *Veronica incana*, n=32	7,06±0,69	39±4,3	1,69±0,48	100±26	31±5,8
Чабрец *Thymus marschallianus*, n=10	5,71±2,69	72±13	2,13±0,73	114±45	98±35
Тростник *Phragmites australis*, n=3	1,40±0,93	9,5±5,3	0,48±0,26	41±12	127±52
Щука *Esox lucius,* n=7	0,46±2,0	12,4±4,2	1,07±1,1	13,6±8,2	0,36±0,18
Карась *Carassius auratus gibelio,* n=8	1,35±0,72	40,4±9,3	2,74±3,32	34,4±13,3	0,51±0,2
Окунь *Perca fluviatilis,* n=2	0,18±0,04	14,3±2,4	0,53±0,24	19,2±0,9	0,12±0,02
Загрязненная территория, г. Сибай р. Карагайлы, вблизи отвалов и обогатительной фабрики					
Почвы, валовое содержание, n=6	417±254	980±833	53±16	26570±3680	1950±870
Почвы, подвижные формы, n=6	14,6±17,4	183±274	1,40±0,68	60±41	182±93
Тростник *Phragmites australis*, n=3	5,01±2,28	86±11	0,39±0,08	48±15	127±110
Загрязненная территория, пос. Калининское (вблизи хвостохранилища)					
Почвы, валовое содержание, n=12	153±50	460±37	53±2	31694±1780	704±76
Почвы, подвижные формы, n=20	4,18±3,32	68±22	0,79±0,34	44±57	58±15
Средний укос биомассы, n=8	15,4±8,17	45±18,6	0,84±0,36	250±113	26,3±13,7
Злаки, n=6	11,0±15,2	26,1±16,9	1,10±1,02	151±121	17,4±12,3
Разнотравье, n=6	26,1±11,8	68±10,2	1,62±0,77	280±146	27,2±14,3
Ветошь, n=6	22,8±11,8	44,8±11,5	1,77±1,13	212±31	32,1±20,1
Полынь *Artemisia austriaca*, n=6	15,2±5,4	44±22	1,64±0,88	308±118	54±27
Вероника *Veronica incana,* n=6	13,1±6,2	64±14	0,6±0,2	179±135	12±7
Чабрец *Thymus marschallianus,* n=12	16,2±6,1	61±22	2±0,8	699±451	47,8±28
Региональный фон почв (РГФ) [5]	49	223	34	37100	1060
Региональный кларк растений (РКР)	13	43	1,3	112	39
Фон для черноземов страны	25	68	45	–	–
Кларк почв, А.П. Виноградов, 1962	47	83	58	46500	1000
ОДК (ГН 2.1.7.2511-09)	132	220	80	–	–

Под влиянием техногенеза отмечается существенное снижение биологической продуктивности растений [6]. В зоне воздействия Сибайской обогатительной фабрики (СОФ) и хвостохранилища наблюдается уменьшение запасов травостоя в 1,5-2 раза по

сравнению с фоновыми показателями (РКР). Одновременно на ту же величину происходит увеличение содержания в укосах Zn, Cu и Fe (табл.). Концентрация Mn в биомассе максимальна в естественных условиях, она падает на умеренно загрязненной территории, достигая минимума на сильно нарушенных участках, что хорошо согласуется с известным антагонизмом аккумуляции в растениях Cu и Mn.

Наибольшее количество Cu и Zn обнаружено в ветоши и разнотравье на сильно загрязненной территории вблизи хвостохранилища СОФ – до 2 РКР и 4РКР соответственно. Наименьшее содержание ТМ отмечается в злаках и осоках и практически не превышает РКР.

К концентраторам ТМ, отражающим интенсивность антропогенного загрязнения, относятся: полынь *Artemisia austriaca* – Zn, Cu и Pb, чабрец *Thymus marschallianus* – Fe и Zn, вероника *Veronica incana* – Cu и Zn, шалфей *Salvia stepposa* – Cu, Zn и Fe. Установлено значительное влияние погодных условий на аккумуляцию ТМ в растениях. Поэтому тенденции изменения содержания металлов по годам с 1998 г по 2015 г, отмеченного в большинстве видов, на фоновом участке и на территории с воздействием техногенеза одинаковы.

Как показал расчет коэффициентов корреляции (r) прямой зависимости между аккумуляцией ТМ в биомассе растений и содержанием их подвижных форм в почвах не наблюдается. Вместе с тем выявлена статистически значимая связь содержания Cu в укосах с ее валовым содержанием в почве (r=0,79) и с содержанием ее подвижных форм в почве за предшествующий укосам год (r=0,92). Это указывает на переход в надземную фитомассу ТМ, поглощенных корневыми системами в предыдущий вегетационный период. Менее сильная корреляция отмечена между содержанием Fe в растениях и концентрацией его подвижных форм в почве в год, предшествующий укосам (r=0,66). Для всех остальных металлов и статистических сценариев достоверной связи не обнаружено ($r < 0,6$).

В целом, содержание Cu в надземной фитомассе определяется содержанием ее подвижных форм в почвах в течение двух предшествующих лет; для поглощения Zn и Fe существенен только предшествующий год.

В надземных побегах *Artemisia austriaca* для Cu и Zn (но не Fe) имеет место та же тенденция (влияние оказывает только предшествующий год). Но коэффициенты корреляции невелики, а значимым при 5% уровне является только r, рассчитанный для Zn.

Следует отметить обратное влияние содержания ТМ в растительном покрове на концентрацию их подвижных форм в почве в следующем году. Эта зависимость в наибольшей степени и математически достоверно выражена для Cu и Zn (r=0,62-0,71).

Корреляции запасов ТМ в фитомассе и слое почвы на единицу площади не наблюдается, что связано с латеральной миграцией и перераспределением ТМ в условиях сильно расчлененного рельефа. Наложение нескольких разнонаправленных процессов миграции и аккумуляции вещества в почвенной катене, а также селективное поглощение ТМ растениями усложняют картину и объясняют отсутствие значимой связи между рассматриваемыми явлениями.

Оценка интенсивности круговорота ТМ в природных комплексах с помощью отношения запасов ТМ в укосах (г/га) к запасам в слое почвы (г/га) показала, что максимальные значения биогеохимического круговорота отмечаются в автономных фациях вершин увалов с выходами горных пород. В трансэлювиальных фациях верхних частей склонов она несколько снижается и достигает минимальных значений в подчиненных условиях. Исключение составляют фации нижних частей склонов с нарушенным растительным покровом и значительным участием в его составе полыней, где также возрастает интенсивность биогеохимического круговорота. В целом следует отметить, что содержание ТМ в почве и мощность почвенного профиля значительно варьируют в почвенной катене. Именно они в наибольшей степени определяют интенсивность кру-

говорота микроэлементов, в то время как коренная растительность играет стабилизирующую роль.

Варьирование значений коэффициентов биологического поглощения (КБП) вызвано главным образом изменением содержания ТМ в почве. Фоновая территория Сибайской провинции выделяется более высокими показателями КБП Zn и Ni, а участок вблизи СОФ и хвостохранилища – минимальными величинами КБП Cd. В то же время на территории, прилегающей к СОФ, максимальные значения КБП Cu и Fe выше, чем на других участках. Это может быть связано с адаптацией местной популяции полыни *Artemisia austriaca* к повышенным содержаниям металлов в почве и тем фактом, что Cu и Fe, в отличие от Cd, имеют важные биологические функции и более активно поглощаются растениями.

При невысоких техногенных нагрузках, определяемых в основном атмосферным загрязнением, латеральные потоки металлов в ландшафтно-геохимической катене сохраняют свое ведущее значение. Однако в условиях аномально высокого прямого загрязнения компонентов ландшафта (сброс сточных вод, складирование отходов и т.д.) определяющими в биогеохимической миграции становятся техногенные потоки вещества, значение которых снижается пропорционально величине ассимиляционной емкости естественных ПТК. Стабилизирующая роль биоты проявляется как в наземных, так и в водных экосистемах. Существенных различий в содержании ТМ в тростнике *Phragmites australis* на фоновой и умеренно загрязненной территории на озере Култубан практически не наблюдается, что указывает на довольно высокую устойчивость этого растения к аккумуляции загрязняющих веществ. Высокая концентрация Cu, Zn, Pb и Cd в донных осадках озера и почве на его водосборе не приводит к превышению их фоновых показателей и физиологической нормы содержания элементов в образцах мышц рыб (*Esox lucius, Carassius auratus gibelio, Perca fluviatilis*). Содержание элементов соответствуют гигиеническим нормативам. Это хорошо согласуется с данными, полученными при изучении наземных и водных растений и свидетельствующими о природной адаптации местных видов к высоким концентрациям металлов в среде обитания.

Вместе с тем, в зоне воздействия отвалов Сибайского карьера и СОФ концентрация большинства ТМ, типоморфных для медноколчеданных руд, в тростнике увеличивается в 2-3 раза по сравнению с фоновой. Индикаторным элементом техногенного загрязнения служит Zn, уровень накопления которого возрастает практически на порядок и превышает региональный фон в 2 раза. Изменение КБП Cu, Zn, Fe и Mn определяется главным образом их содержанием в донных осадках. Интенсивная аккумуляция Cu, Zn и Fe в побегах тростника отмечается лишь на сильно загрязненной территории на берегу р. Карагайлы вблизи промышленных объектов. Однако содержание этих элементов в осадках и почве возрастает гораздо сильнее, поэтому значение КБП уменьшается по мере нарастания техногенной нагрузки и достигает минимума в нижнем течении Карагайлы на берегу пруда около СОФ, где отмечается максимальный уровень загрязнения. КБП Mn, напротив, возрастает из-за снижения его концентрации в донных осадках и почве от озер к пруду в низовьях Карагайлы.

Литература

1. Семенова И.Н., Рафикова Ю.С., Янтурин С.И. Техногенное загрязнение и состояние здоровья работников горнорудных производств // Современные наукоемкие технологии. 2010. С. 52.

2. Опекунова М.Г. Оценка экологического состояния почв в районе воздействия горнорудных предприятий Южного Урала // Ресурсный потенциал почв – основа продовольственной и экологической безопасности России. СПб., 2011. С. 440-442.

3. Опекунов А.Ю., Опекунова М.Г. Геохимия техногенеза в районе разработки Сибайского медно-колчеданного месторождения // Записки Горного института. 2013. Т. 203. С. 196-204.

4. Ковальский В.В., Кривицкий В.А., Алексеева С.А., Летунова С.В., Опекунова М.Г., Скарлыгина-Уфимцева М.Д., Берман Ш., Илзинь А., Петерсон Н., Жогова Е.П., Рублик Р.Я. Южно-Уральский субрегион биосферы // Тр. биогеохимической лаборатории. 1981. Т. 19. С. 3-64.

5. Опекунова М.Г., Алексеева-Попова Н.В., Арестова И.Ю. и др. Тяжелые металлы в почвах и растениях Южного Урала. I. Экологическое состояние фоновых территорий // Вестн. С.-Петерб. ун-та. Сер. 7. 2001. Вып. 4 (№ 31). С. 45-53.

6. Опекунова М.Г., Сомов В.В., Сокульская Ю.С., Цапарина Л.Ю., Папян Э.Э. Воздействие природных и антропогенных факторов на элементный состав растений Башкирского Зауралья // Биосфера. 2015. Т. 7. № 2. С. 181-198.

7. Касимов Н.С. Геохимия степных и пустынных ландшафтов. М.: Изд-во МГУ, 1988. 254 с.

УДК 504.73

ЭКОЛОГО-БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА ЛАНДШАФТОВ ХЕМЧИКСКОЙ КОТЛОВИНЫ (ЗАПАДНАЯ ТЫВА)

Очур-оол А.О., Ондар С.О., Ондар У.В.
Тувинский государственный университет, Тыва,
e-mail: aldyn@mail.ru; ondar17@yandex.ru; nirs.tgu.tuva@mail.ru.

Флористические исследования актуальны при решении одного из важнейших вопросов современности – охраны растительного мира. Структурное упрощение фитоценозов ландшафтов лишают их стабильности и оптимальной степени функционирования. Ландшафты Тувы, в том числе, Хемчикской котловины, отличаются высоким биоразнообразием, большим количеством эндемичных и редких видов как флоры, так и фауны.

Объект исследования. Хемчикская котловина является природным продолжением Центрально-Тувинской и расположена в северо-западной части Тувы. Ландшафты котловины характеризуются разнообразием и значительной контрастностью растительного покрова, обусловленных контрастностью природно-климатических условий. Цель работы: оценить современное эколого-биогеохимическое состояние растительности ландшафтов Хемчикской котловины. В основу выделения границ котловины взят ландшафтный принцип, учитывающий динамически сопряженный набор природно-климатических условий, то есть, котловина рассматривалась не как отдельное днище, а как совокупность днища с обрамляющими ее горными хребтами.

Методика исследований. Для выявления эколого-биогеохимического состояния в 2006, 2008, 2009 и 2013 гг. опробовались растительность доминирующих фитокомплексов котловины. Были заложены 11 ключевых участков [1] сгруппированных на 4 типа геохимических ландшафтов (высокогорные, среднегорные, степные (равнинные) и техногенно-трансформированные), наиболее полно характеризующие ландшафтно-биогеохимическую структуру, а также степень подверженности влиянию техногенного фактора исследуемой территории.

1. Высокогорные ландшафты представлены скалисто-осыпными высокогорьями с маломощным суглинисто-щебнистым покровом с альпийскими и субальпийскими лугами и кустарниками, участками тундр и редколесья на горно-луговых и лугово-каштановых почвах. Степи высокогорий в основном представлены криофитно-злаковыми ассоциациями, разнотравными лугами на горно-тундровых и горностепных почвах с каменистыми россыпями. Лесные участки представлены редколесьями из кедра, лиственницы и субальпийскими высокотравными лугами, кустарниками на горно-луговых почвах и участками тундр на торфянисто-перегнойных почвах.

2. Среднегорные ландшафты распространены на горно-каштановых и горнолесных почвах под доминированием хвойно- и смешанных лесов, а также представлены лиственничными лесами на горно-луговых в сочетании с сухими степными ассоциациями на горно-каштановых почвах. Более крутые склоны покрыты типичной каменистой степью.

3. Степные (равнинные) или межгорно-котловинные ландшафты представлены степями, в основном с сухой мелкодерновинной полынно-злаковой растительностью, а в условиях лучшего увлажнения развиваются разнотравно-ковыльно-злаковые луговые сообщества на разнообразных каштановых почвах. В долинах рек распространены лесостепные участки с сочетанием мелколиственных лесов на аллювиальных почвах.

4. Техногенные ландшафты выделены в зоне влияния антропогенных воздействий: район падения отделяющихся частей ракетоносителей «Протон» (высокогорные), окрестности горно-обогатительного комбината «Туваасбест» и Чаданского угольного разреза (степные). В структуре растительности степных техногенных ландшафтов важно отметить присутствие рудеральной и галофитной флоры.

Таблица 1

Оценка степени биогеохимической трансформации растительности ландшафтов Хемчикской котловины

Ключевые участки	Ландшафты										
	Степные (равнинные)			Среднегорные			Высокогорные		Техногенно-трансформированные		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Zv растительных сообществ	28,2	25,1	31,9	29,1	25,7	27,4	22,3	22,0	31,3	18,4	16,6

Всего было отобрано 244 растительных образцов. Пробы отбирались традиционными методами, количественный химический анализ проводился в аккредитованных лабораториях [1]. Для эколого-биогеохимической оценки ландшафтов рассчитывался коэффициент биогеохимической трансформации Zv [2]: $Zv = \sum_1^{n1} Кк + \sum_1^{n2} Кр - (n1 + n2 - 1)$, где $n1$, $n2$ – количество микроэлементов с Кк >1,5 и с Кр >1,5 соответственно. Эколого-биогеохимическое картографирование произведено в пакете ArcGIS 9.3.1. методом обратно взвешенных расстояний.

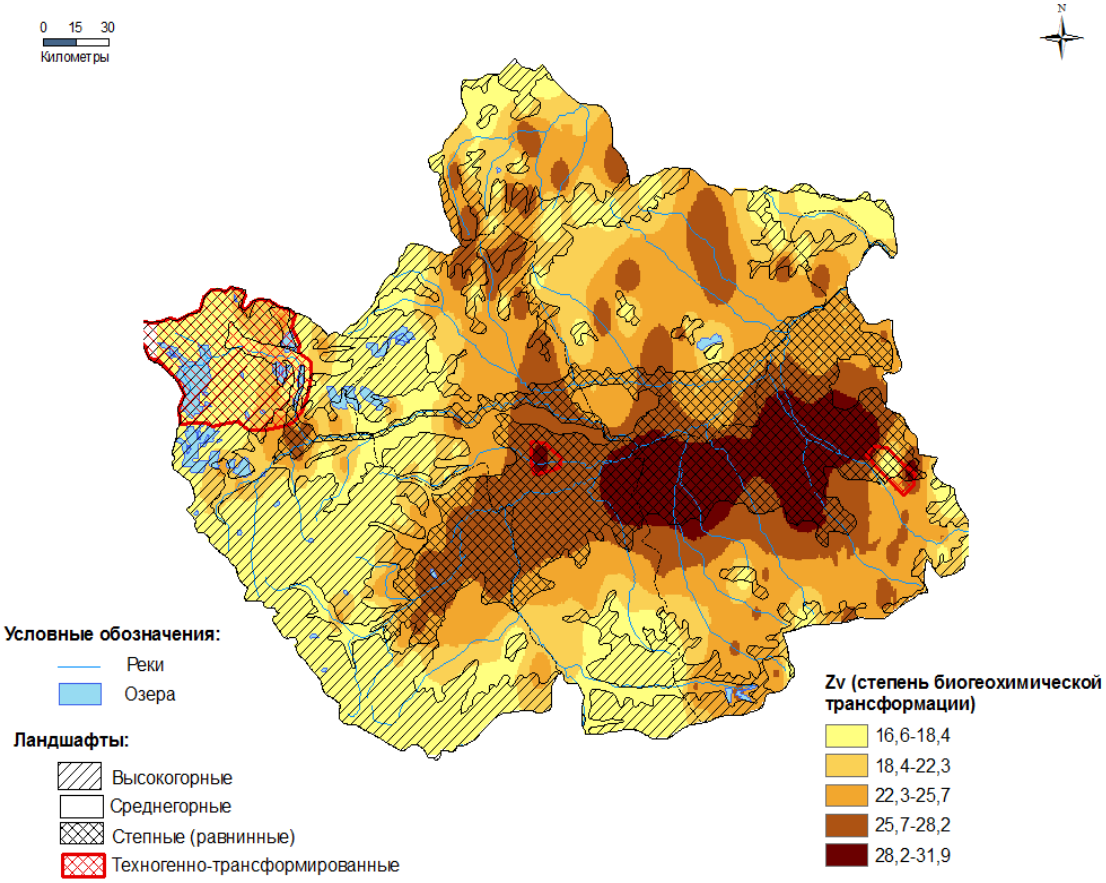


Рис. 1. Степень биогеохимической трансформации растительности ландшафтов Хемчикской котловины

Результаты. Как известно [2-5], растения реагируют на ухудшение состояния окружающей среды как накоплением, так и деконцентрацией микроэлементов, что обусловлено изменениями интенсивности биологических процессов. Поэтому коэффициент биогеохимической трансформации (Z*v*) отражает нарушение нормальных соотношений химических элементов в органах растений, характерных для их фило- и онтогенетической специализации, и количественно описывает дисбаланс микроэлементов, возникающий в результате усиления антропогенной нагрузки [6]. Коэффициент биогеохимической трансформации для растительного покрова Хемчикской котловины в среднем равен 23,9 (табл. 1), что идентифицируется как относительно слабая степень биогеохимической трансформации [2, 6].

В целом *Zv* растительного покрова ландшафтов котловины слабо дифференцировано (рис. 1), максимальная контрастность, иллюстрирующая наибольшие изменения интенсивности биологических процессов и дисбаланс химических элементов, зафиксирована в подгорной выровненной степи (ключевой участок 3, *Zv* = 31,9) и в окрестностях горно-обогатительного комбината «Туваасбест» (ключевой участок 9, *Zv* = 31,3). Растительные сообщества, произрастающие в других зонах антропогенного влияния (зона воздействия ракетно-космической деятельности и Чаданского угольного разреза (ключевые участки 10 и 11 соответственно), характеризуются слабой степенью биогеохимической трансформации. Это показывает толерантность данных фитоценозов к техногенному прессу и способность к нормальному функционированию в условиях иммиссии поллютантов.

Выводы. В итоге можно констатировать общую низкую степень биогеохимической трансформации флористических комплексов, включая растительность ландшафтов, подверженных антропогенному влиянию. В общем, элементный химический состав растений исследованной территории можно рассматривать как отражение биогеохимической ситуации экологически чистого региона с нетрансформированными естественными биогеохимическими циклами. Результаты данных работ могут послужить информационной основой для определения современных экологических ситуаций на отдельных территориях.

Работа выполнена при поддержке гранта Российского гуманитарного научного фонда (проект №16-21-03002).

Литература

1. Ondar S.O., Ondar U.V., Ochur-ool A.O. Medico-Ecological Characteristic of the Biogeochemical Status in the Khemchiksky Basin (Western Tuva). // Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences. 2014. № 6 (1). P. 1646-1655.

2. Касимов Н.С., Кошелева Н.Е., Сорокина О.И., Бажа С.Н. и др. Эколого-геохимическая оценка состояния древесной растительности в г. Улан-Батор (Монголия) // Аридные экосистемы. 2011. № 4. С. 5-16.

3. Баргальи Р. Биогеохимия наземных растений. Пер. с англ. И.Н. Михайловой / Под ред. Н.С. Касимова. М.: ГЕОС, 2005. 457 с.

4. Добровольский В.В. Основы биогеохимии. М.: Издат. центр Академия, 2003. 400 с.

5. Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants. CRC Press, Taylor & Francis Group, 2011. 505 p.

6. Кошелева Н.Е., Касимов Н.С., Бажа С.Н., Гунин П.Д. и др. Загрязнение почв тяжелыми металлами в промышленных городах Монголии // Вестник Моск. ун-та. Сер. геогр. 2010. № 3. С. 20-27.

УДК 631.41

ОЦЕНКА БИОЛОГИЧЕСКОЙ МИГРАЦИИ ЦЕЗИЯ НА ОСНОВЕ ПАРАМЕТРИЗАЦИИ КОРНЕВОГО ПОГЛОЩЕНИЯ ЦЕЗИЯ-137 РАСТИТЕЛЬНОСТЬЮ ТРАВЯНИСТЫХ ЭКОСИСТЕМ ПОСТ-ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ ЛАНДШАФТОВ

Парамонова Т.А., Комиссарова О.Л., Турыкин Л.А., Беляев В.Р., Иванов М.М.
МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: tparamonova@soil.msu.ru

Согласно проведенной А.И.Перельманом группировке химических элементов по величинам коэффициентов биологического поглощения (КБП), цезий относится к группе элементов слабого и очень слабого биологического захвата (0,n-0.00n) [1], что указывает на выраженную дискриминацию его корневого потребления из почвы. Вместе с тем, при кларке элемента в почве $5 \cdot 10^{-4}$ среднее содержание цезия в фитомассе суши до настоящего времени точно не определено и указывается как $n \cdot 10^{-4}$ [2]. Таким образом, количественная оценка КБП цезия и, соответственно, анализ и прогноз интенсивности его биологической миграции требуют уточнения.

Эта проблема долгое время не входила в число приоритетных в связи с малыми абсолютными количествами элемента, вовлекаемыми в биогеохимический цикл в наземных экосистемах, а также благодаря относительно слабой токсичности цезия для живых организмов. Однако она приобрела особую важность со второй половины XX века, когда вследствие испытаний ядерного оружия в атмосфере и ряда радиационных аварий наряду с природным стабильным изотопом ^{133}Cs в биосферу поступил техногенный радиоактивный изотоп ^{137}Cs, ставший одним из наиболее опасных экотоксикантов глобального рассеяния.

На территории России крупнейшим инцидентом, который привел к масштабному радиоактивному загрязнению наземных экосистем, стала Чернобыльская авария 1986 г. В результате дальнего атмосферного переноса и последующего выпадения ^{137}Cs в составе конденсационных осадков статус радиоактивно загрязненных земель (с плотностью поверхностного загрязнения почв ^{137}Cs > 37 кБк/м^2) получили территории площадью более 60 млн км^2 [3], причем 2 955 тыс. га из них относились к пахотным угодьям [4], что в долгосрочной перспективе определило необходимость проведения на них постоянного контроля интенсивности биологической миграции ^{137}Cs в системе «почва-растение», особенно для земель, используемых в сельском хозяйстве.

Одним из основных ореолов чернобыльских выпадений ^{137}Cs, который образовался в пределах черноземной зоны европейской территории России с уровнем земледельческой освоенности ~90%, является Плавское радиоактивное пятно Тульской области. По оценке плотности загрязнения почв ^{137}Cs после Чернобыльской аварии, ее величины варьировали в пределах 185-555 кБк/м^2, и территория вошла в зону отселения с правом на проживание, где производство растениеводческой продукции не запрещено, но необходим регулярный контроль содержания в ней радионуклида.

За прошедшее после Чернобыльской аварии время (практически совпадающим с первым периодом полураспада ^{137}Cs, равным 30,17 лет) в травянистых экосистемах Плавского радиоактивного пятна сформировался квазиравновесный биогеохимический цикл радиоцезия, параметры которого (при отсутствии латерального переноса ^{137}Cs в составе эрозионного стока) изменяются в основном только за счет естественного радиоактивного распада элемента. Вследствие прочной фиксации ^{137}Cs в межпакетных пространствах глинистых минералов его доступность для растений в отдаленный период после аварии коррелирует с биологической подвижностью стабильного ^{133}Cs, который рассеян по кристаллическим решеткам первичных минералов или, как и радиоцезий, специфически адсорбирован вторичными глинистыми минералами [5, 6].

Таким образом, оценка корневого поглощения ^{137}Cs в отдаленный период после Чернобыльской аварии может иметь не только прикладную значимость для данной территории в плане ее радиоэкологической характеристики, но внести вклад в уточнение общих параметров биологической миграции цезия.

Исследования по количественному учету параметров аккумуляции и миграции ^{137}Cs в компонентах агроценозов и природных луговых биогеоценозов Плавского радиоактивного пятна проводили в 2011-2015 гг. в его центральной части, где современная плотность поверхностного радиоактивного загрязнения почв составляет 140-210 кБк/м^2 на неэродируемых водораздельных пространствах и/или на слабоэродированных частях долинных склонов, но увеличивается до 220-280 кБк/м^2 в подчиненных позициях рельефа. Это в 5-8 раз превышает допустимую норму радиационной безопасности и подтверждает долговременность эффекта радиоактивного загрязнения почв после аварий на объектах атомной энергетики.

Опорные участки располагались как в автономных, так и в подчиненных фациях ландшафта и в совокупности образовывали геохимическую катену. В соответствии с региональной структурой землепользования, водоразделы и их склоны практически полностью вовлечены в пахоту и заняты агроценозами на выщелоченных черноземах, а природные луговые биогеоценозы встречаются только в неудобных для сельскохозяйственной обработки нижних частях склонов, по днищам балок и в поймах рек на целинных выщелоченных черноземах, черноземно-луговых и аллювиальных луговых карбонатных почвах, отличающихся от пахотных почв водоразделов сравнительно большей плотностью радиоактивного загрязнения.

Схема опробования была унифицирована для каждого из опорных участков и включала определение величин удельной активности и запасов ^{137}Cs в почвах территории (в корнеобитаемом слое до глубины 30 см), а также в биомассе основных культур полевого севооборота (пшеницы, ячменя, картофеля, сои, амаранта, бобово-злаковой травосмеси с козлятником и кострецом) и растительности суходольного и влажного пойменного лугов. Параметры депонирования ^{137}Cs и величины общей зольности в биомассе растительности оценивались дифференцированно с подразделением на надземную и подземную фракции. Интенсивность биологической миграции ^{137}Cs оценивалась на основе оценки коэффициентов накопления (КН, соотношение величин удельной активности радионуклида в абсолютно сухой массе растительности и в ризосферном пространстве почвы), которые широко используются для подобных задач в радиоэкологии. Помимо этого, величины удельной активности ^{137}Cs в исследованных почвах и растительности опорных участков пересчитывались в показатели концентрации элемента, а на основе значений последних и общей зольности растений и их фракций оценивались величины КБП.

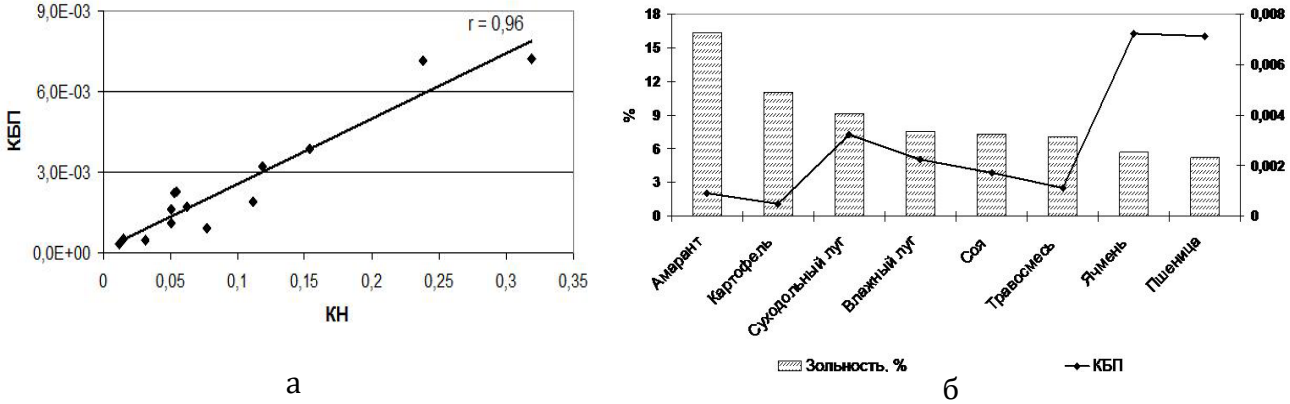
В результате проведенного исследования установлено, что в настоящее время средневзвешенные величины удельной активности ^{137}Cs в 30-см ризосферном слое почв составляют 471±101 Бк/кг и изменяются в достаточно большом диапазоне (309-760 Бк/кг), закономерно увеличиваясь в геохимически подчиненных позициях рельефа. Коэффициент латеральной дифференциации почв (по медианным значениям выборок для почв элювиальных и трансаккумулятивно-аккумулятивных сопряженных элементарных ландшафтов) достигает 1,7, что свидетельствует о произошедшей в пост-чернобыльское время заметной трансформации геохимического поля ^{137}Cs. Она связана с усилением контрастности уровней загрязнения почв внутри ореола и вторичным загрязнением целинных почв подножий склона, занятых природными луговыми биогеоценозами.

Таблица 1

Общие характеристики биологической продуктивности и показатели накопления ^{137}Cs в растительности агроценозов и луговых биогеоценозов Плавского радиоактивного пятна

Агроценоз/фитоценоз	Фитомасса, кг/м²			Зольность, %	^{137}Cs		КН	КБП
	надземная	подземная	общая		Бк/кг	мг/кг		
Пшеница	0,60	0,25	0,85	5,2	88,7	$2,76\cdot10^{-8}$	0,24	$7,14\cdot10^{-3}$
Ячмень	0,57	0,47	1,04	5,7	98,6	$3,06\cdot10^{-8}$	0,32	$7,24\cdot10^{-3}$
Травосмесь	0,39	1,14	1,53	7,1	18,9	$5,87\cdot10^{-9}$	0,05	$1,11\cdot10^{-3}$
Козлятник	0,32	0,61	0,93	5,8	4,3	$1,34\cdot10^{-9}$	0,01	$3,12\cdot10^{-4}$
Кострец	0,07	0,54	0,60	9,1	41,3	$1,28\cdot10^{-8}$	0,11	$1,89\cdot10^{-3}$
Соя	0,88	0,38	1,26	7,4	30,5	$9,46\cdot10^{-9}$	0,06	$1,72\cdot10^{-3}$
Амарант	0,48	0,23	0,72	16,4	35,6	$1,11\cdot10^{-8}$	0,08	$9,09\cdot10^{-4}$
Картофель	0,55	0,53	1,07	11,0	12,8	$3,97\cdot10^{-9}$	0,03	$4,84\cdot10^{-4}$
Суходольный луг	0,21	1,30	1,51	9,1	70,2	$2,18\cdot10^{-8}$	0,12	$3,21\cdot10^{-3}$
Разнотравье	0,14	0,37	0,51	7,7	29,8	$9,25\cdot10^{-9}$	0,05	$1,61\cdot10^{-3}$
Злаки	0,07	0,93	1,00	9,9	91,0	$2,83\cdot10^{-8}$	0,15	$3,85\cdot10^{-3}$
Влажный луг	0,71	1,27	1,98	7,6	40,5	$1,26\cdot10^{-8}$	0,05	$2,23\cdot10^{-3}$
Разнотравье	0,03	0,02	0,06	9,1	11,5	$3,57\cdot10^{-9}$	0,02	$5,29\cdot10^{-4}$
Злаки	0,68	1,25	1,93	7,5	41,4	$1,29\cdot10^{-8}$	0,05	$2,29\cdot10^{-3}$

Переход ^{137}Cs из почв в культурную и дикорастущую травянистую растительность Плавского радиоактивного пятна характеризуется сравнительно небольшой интенсивностью, что проявляется в сниженных на 1-2 порядка по сравнению с почвами абсолютных величинах удельной активности радионуклида в фитомассе, а также в значениях КН, которые не превышают 0,3 (табл. 1) и свидетельствуют о дискриминации корневого потребления радиоцезия. Тот же процесс слабого биологического захвата ^{137}Cs подтверждается и при расчете величин КБП для травянистой растительности Плавского радиоактивного пятна, поскольку последний составляет в среднем $2,5\cdot10^{-3} \pm 1,2\cdot10^{-3}$, что полностью совпадает с вышеприведенной оценкой А.И. Перельмана [1].



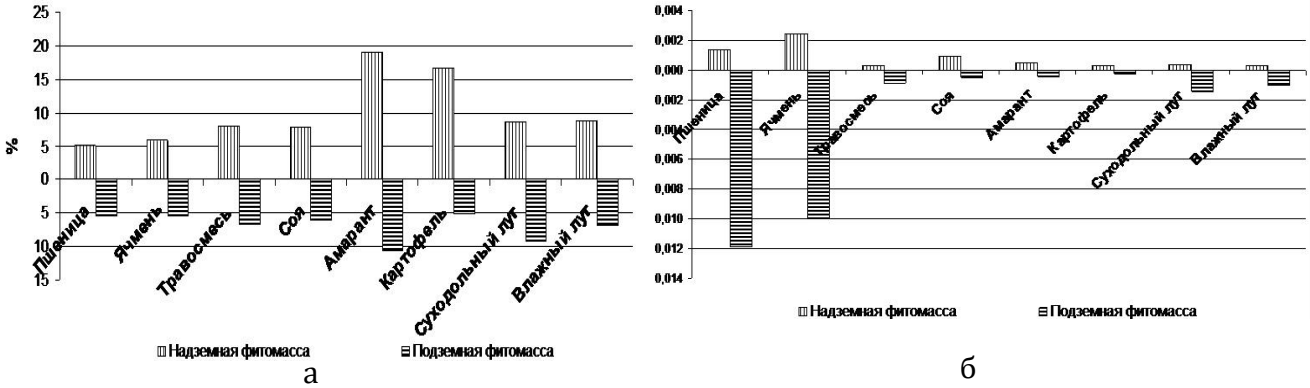
а б

Рис. 1. Взаимозависимость величин КН и КБП (а) и соотношение величин общей зольности и КБП (б) для агроценозов и луговых биогеоценозов Плавского радиоактивного пятна

В целом, величины КН и КБП находятся в тесной прямой корреляции (рис. 1а), в то время как зависимость КБП от величины общей зольности фитомассы не достоверна (коэффициенты корреляции 0,96 и -0,44 соответственно при P=0,95). Для отдельных видов растений, характеризующихся высоким содержанием зольных элементов в фитомассе (амарант, картофель) характерны наиболее низкие значения КБП, в то время

как виды с низкой общей зольностью фитомассы (ячмень, пшеница) отличаются сравнительно повышенными величинами КБП (рис. 1б). Таким образом, параметры миграции ^{137}Cs в системе «почва-растение» определяются уровнем его содержания в почве и специфическими биологическими особенностями растительности, а не общим объемом корневого потребления зольных элементов.

Показательна и структура распределения величин КБП ^{137}Cs между надземной и подземной фракциями фитомассы, которая не совпадает с распределением значений общей зольности (рис. 2). Если зольные элементы распределены между побегами и корнями растений относительно однородно (как это наблюдается в агроценозах зерновых, сои, многолетней бобово-злаковой травосмеси, а также в природных биогеоценозах суходольного и влажного пойменного лугов) или преимущественно накапливаются в вегетирующих органах (как это наблюдается в агроценозах амаранта и картофеля), то ^{137}Cs отчетливо депонируется в корневой фитомассе зерновых культур и дикорастущих злаков луговых фитоценозов, где, соответственно, увеличиваются и значения величин КБП.



а б

Рис. 2. Распределение величин общей зольности (а) и КБП (б) между надземной и подземной фракциями фитомассы агроценозов и луговых биогеоценозов Плавского радиоактивного пятна

Систематизация исследованных травянистых растений по классам четко выявляет сравнительно более высокие значения КБП ^{137}Cs у представителей однодольных культур (семейство Злаки) по сравнению с двудольными культурами (семейства Бобовые, Пасленовые, Амарантовые и др.) (табл. 2).

Таблица 2

Величины КБП ^{137}Cs и характеристика их варьирования для классов однодольных и двудольных растений агроценозов и луговых биогеоценозов Плавского радиоактивного пятна

Показатель	Однодольные растения (n=5)			Двудольные растения (n=6)		
	надземная фитомасса	подземная фитомасса	общая фитомасса	надземная фитомасса	подземная фитомасса	общая фитомасса
Среднее	$1{,}03\cdot10^{-3}$	$5{,}15\cdot10^{-3}$	$2{,}74\cdot10^{-3}$	$4{,}18\cdot10^{-4}$	$3{,}81\cdot10^{-4}$	$4{,}37\cdot10^{-4}$
Доверительный интервал, ±*	$7{,}75\cdot10^{-4}$	$4{,}65\cdot10^{-3}$	$1{,}93\cdot10^{-3}$	$2{,}27\cdot10^{-4}$	$1{,}93\cdot10^{-4}$	$2{,}16\cdot10^{-4}$
Медиана	$5{,}62\cdot10^{-4}$	$1{,}63\cdot10^{-3}$	$1{,}56\cdot10^{-3}$	$3{,}28\cdot10^{-4}$	$3{,}41\cdot10^{-4}$	$3{,}78\cdot10^{-4}$
Минимум	$2{,}97\cdot10^{-4}$	$1{,}02\cdot10^{-3}$	$7{,}22\cdot10^{-4}$	$1{,}77\cdot10^{-4}$	$1{,}50\cdot10^{-4}$	$1{,}67\cdot10^{-4}$
Максимум	$2{,}42\cdot10^{-3}$	$1{,}19\cdot10^{-2}$	$5{,}61\cdot10^{-3}$	$9{,}54\cdot10^{-4}$	$7{,}81\cdot10^{-4}$	$8{,}44\cdot10^{-4}$
V, %	85	103	80	68	63	62

* – доверительный интервал рассчитывали как $t_{0.95}\cdot m$

Таким образом, биологическая миграция цезия в системе «почва-растение» травянистых биогеоценозов, в частности, корневое поглощение техногенного радиоак-

тивного изотопа ^{137}Cs в ореолах пост-чернобыльского загрязнения в отдаленный период после аварии, характеризуется низкой интенсивностью, но значительной видоспецифичностью и зависит как от уровня радиоактивного загрязнения почв, так и от биологических особенностей растений.

Работа выполнена при финансовой поддержке проекта РФФИ №14-05-00903.

Литература

1. Перельман А.И. Геохимия. М.: Высшая школа, 1989. 528 с.

2. Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1950. 276 с.

3. Атлас загрязнения Европы цезием после Чернобыльской аварии / науч. рук. Ю.А. Израэль. Люксембург, 1998. 71 с.

4. Сельскохозяйственная радиоэкология / ред. Р.М.Алексахин, Н.А.Корнеев. М., 1992. 400 с.

5. Tsukada H., Hasegawa H., Hisamatsu Sh., Yamasaki Sh. Transfer of ^{137}Cs and stable Cs from paddy soil to polished rice in Aomori, Japan // J. Environ. Radioact. 2002. Vol..59(3). P. 351-363.

6. Thiry Y., Gommers A.,·Iserentant A., Delvaux B. Rhizospheric Mobilization and Plant Uptake of Radiocesium from Weathered Micas // J. Environ. Quality. 2005. Vol. 34(6). P. 2174-2180.

УДК 546.11:550.47(571.16)

К ВОПРОСУ О БИОГЕОХИМИИ БРОМА В ЛАНДШАФТАХ ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ

Перминова Т.А., Барановская Н.В., Рихванов Л.П.
Томский политехнический университет, Томск,
e-mail: tatianap1991@yandex.ru; natalya.baranovs@mail.ru, rikhvanov@tpu.ru

Вопрос о влиянии геохимических условий среды на специфику накопления и распределения элементов в различных условиях рассматривался В.И. Вернадским, А.П. Виноградовым, А.И. Перельманом и многими другими учеными. А.И. Перельман подробно обсуждал бром в различных ландшафтах еще в 80-х годах XX в., выясняя специфику накопления элемента в различных природных компонентах. Особое внимание автор уделял участию брома в эволюции нервной системы и утверждал его возможную специфическую роль для живых организмов, которая на тот момент еще не была выявлена. Он также писал о необходимости проведения комплексных ландшафтно-геохимических исследований в ландшафтах, обогащенных бромом, и установления особенностей распределения элемента в живых организмах и его влияния на них [1].

Несмотря на значительный промежуток времени, прошедший с тех пор, бром остается одним из наименее изученных элементов, в том числе с точки зрения его геохимии в природных ландшафтах. Однако были открыты новые значимые факты, связанные с влиянием брома на состояние живых организмов, в том числе, здоровье человека. Прежде всего, недавними исследованиями американских ученых была показана эссенциальность брома для всех живых организмов, начиная от самых примитивных и заканчивая человеком [2]. Кроме того, была рассмотрена возможная роль элемента в формировании и развитии таких заболеваний как камни в почках, уремия, дилатационная кардиомиопатия, серповидноклеточная анемия, рак молочной железы, болезнь Альцгеймера [3]. Некоторые исследователи связывают также признаки нарастающего дефицита йода со способностью брома снижать количество йода в щитовидной железе [4].

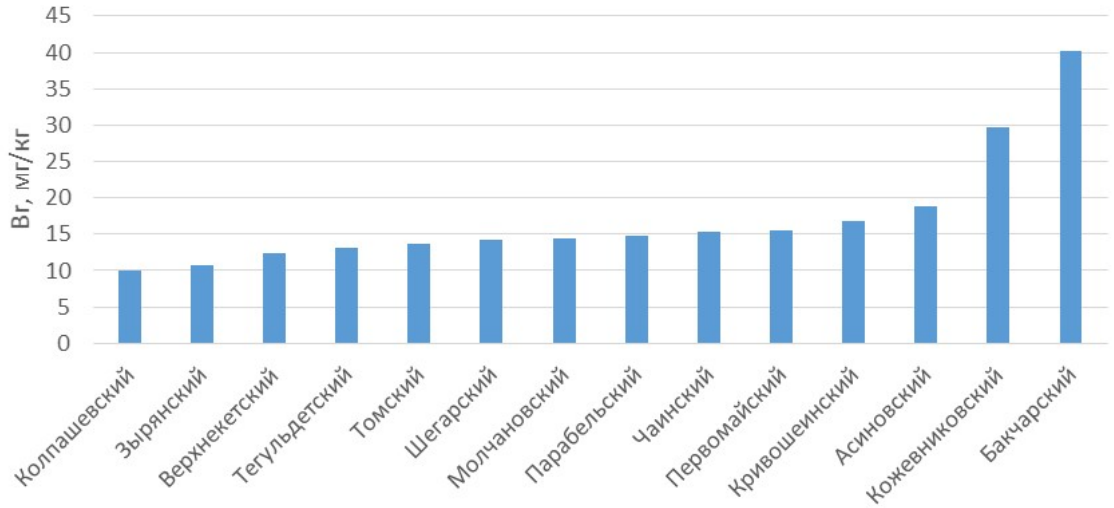


Рис. 1. Содержание брома в почвах районов Томской области (мг/кг)

Геохимические особенности поведения брома изучаются нами на территории Томской области. Основными природными источниками брома для ландшафтов Томской области служат месторождения нефти и газа, локализованные в Александровском, Каргасокском и Парабельском районах, угля и торфа по всей области, а также природные минерализованные воды, в том числе йод-бромные, распространенные в

Александровском, Парабельском, Колпашевском, Верхнекетском и Тегульдетском районах. Другими источниками обогащения ландшафтов Томской области бромом являются болота, которые, как известно, выступают природными бромными биогеохимическими провинциями. Техногенная бромная составляющая приходится преимущественно на Томский район области и связана с крупнейшим в России комбинатом по нефтегазовой переработке – «Сибур», а также крупнейшим в мире предприятием ядерно–топливного цикла – Сибирским химическим комбинатом (СХК). В 2003 г. на данной территории было выявлено формирование бромной биогеохимической субпровинции природно-техногенного характера [5].

Содержание брома в разных ландшафтах Томской области представлено сведениями о почвах (рис.1) и патологически измененной щитовидной железе жителей, проживающих в Томской области (рис. 2).

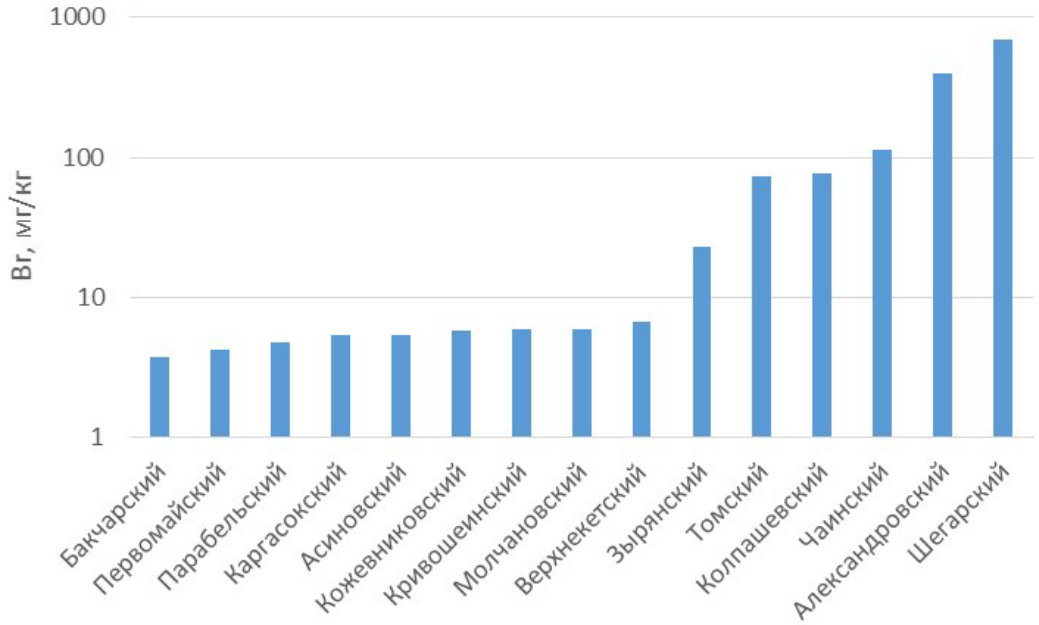


Рис. 2. Содержание брома в патологически измененной щитовидной железе жителей районов Томской области (мг/кг, логарифмическая шкала)

Анализ графиков демонстрирует реакцию живого организма и, в частности, его отдельных тканей, на концентрирование брома. Так, в почвах Бакчарского, Кожевниковского и Асиновского районов нами обнаружены наибольшие содержания элемента, тогда как в патологически измененной щитовидной железе жителей, проживающих на этих же территориях, концентрации элемента являются самыми низкими. Такая же тенденция характерна и для таких районов как Шегарский, Томский и др., в которых в почвах обнаруживаются низкие содержания элемента и чрезвычайно высокие его концентрации в патологически измененной щитовидной железе жителей. На наш взгляд, решающую роль в диффренцированном накоплении брома, как и ряда других элементов, играют специфические биогеохимические барьеры внутри самого организма человека. По принципу учения о геохимических барьерах в природных средах, предложенному А.И. Перельманом (1961), необходимо выявить и установить принципы формирования подобных барьеров внутри живых организмов, находящихся в различных ландшафтно-геохимических условиях.

Литература

1. Перельман А.И. Геохимия ландшафта и проблема эволюции нервной системы // Вестник Московского Университета. Серия география. 1979. №. 2. С. 20-26.

2. McCall S., Cummings C., Bhave G. et al. Bromine is an essential trace element for assembly of collagen IV sceffolds in tissue development and architecture // Cell. 2014. Vol. 157. P. 1380-1392.

3. Ehmann W.D., Vance D.E. Studies of trace element involvement in human disease by in vitro activation analysis // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. 1996. Vol. 203. N 2. P. 429-445.

4. Pavelka S., Vobecky M., Babicky A. Halogen speciation in the rat thyroid: simultaneous determination of bromine and iodine by short-term INAA // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. 2008. Vol. 278. N 3. P. 575-579.

5. Барановская Н.В. Элементный состав биологических материалов и его использование для выявления антропогенно измененных территорий (на примере южной части Томской области). Дисс. на соискание уч. ст. к.б.н. Томск: ТПУ, 2003. 209 с.

УДК 504.53.052

ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПОЧВ ВОСТОЧНОГО ДОНБАССА

Петрова А.В.

Южный федеральный университет, Институт наук о Земле, Ростов-на-Дону, e-mail: Jaroslavceva1@mail.ru

Все возрастающее техногенное воздействие на природную среду обитания, связанное с разработкой угольных месторождений, развитием металлургической промышленности и энергетики, развитием транспортной инфраструктуры, активной химизации сельского хозяйства, колоссального увеличения объемов промышленных и бытовых отходов, создало в Восточном Донбассе (расположенный в северо-западной части Ростовской области) весьма напряженную экологическую обстановку.

В процессе реструктуризации угольной отрасли происходит закрытие многих убыточных предприятий, что сопряжено с резким изменением антропогенного воздействия на окружающую среду. Прежде всего, исчезают источники непосредственной техногенной нагрузки: источники выбросов в атмосферу, воду и почву от основного производства, энергетических установок, ремонтно-технологических служб и транспорта. Тем не менее, закрытая шахта не прекращает свое воздействие на компоненты природной среды, а в перспективе негативное воздействие может проявится в больших масштабах.

Основные экологические проблемы Восточного Донбасса в настоящее время:

- ухудшение качества воды;
- подтопление территорий;
- выход на поверхность или в подвальные помещения мертвого воздуха;
- деформация земной поверхности;
- вывод из хозяйственного использования значительных площадей вследствие размещения на них отходов горнорудного производства.

На территории Ростовской области их насчитывается не менее 600, из которых 187 сформированы ликвидируемыми шахтами. Складированная в породных отвалах породная масса является источником выделения в окружающую природную среду токсичных химических элементов, мигрирующих при горении, выветривании и выщелачивании в окружающий почвенный покров, воду и воздух. По результатам температурной съемки, проведенной в 2014 г., к горящим отнесены 34 отвала [1].

Геохимическое изучение почвенного покрова является одним из основных методов оценки состояния природной среды в настоящее время. Дело в том, что почва-наиболее чуткий индикатор геохимической обстановки в ландшафте, поскольку находится на пересечении всех транспортных путей миграции химических элементов. Антропогенная, т.е. вторичная составляющая почв формируется главным образом за счет атмотехногенного поступления пылевых частиц, аэрозолей, растворенных форм элементов и соединений различного происхождения. Следовательно, только самый верхний их горизонт, находящейся в непосредственном контакте с атмосферой несет основную информацию о техногенном воздействии. В последние десятилетия наиболее опасными загрязнителями почвы являются тяжелые металлы. Их миграция и перераспределение в компонентах экосистем зависят как от целого комплекса природного фактора, так и от интенсивности и характера техногенеза.

Как правило, предприятия угольной промышленности и технологически связанные с ними хранилища углеотходов располагаются либо в самих населенных пунктах, либо непосредственной близости от них. В этом плане наиболее неблагоприятная ситуация складывается в традиционных угольных центрах Ростовской области –

гг. Гуково, Красный Сулин, Новошахтинск, Шахты, Донецк, Белая Калитва, где на относительно небольшой площади сконцентрировано значительное количество шахтных отвалов и отвалов обогатительных фабрик. Основными токсическими элементами, концентрации которых находятся в почвенных породах в значительно повышенных количествах, являются хром, марганец, свинец, цинк, никель и ванадий.

Для оценки загрязненности почв токсичными элементами на территории Восточного Донбасса было отобрано 128 почвенных проб. Схема отбора проб представлена на рис. 1.

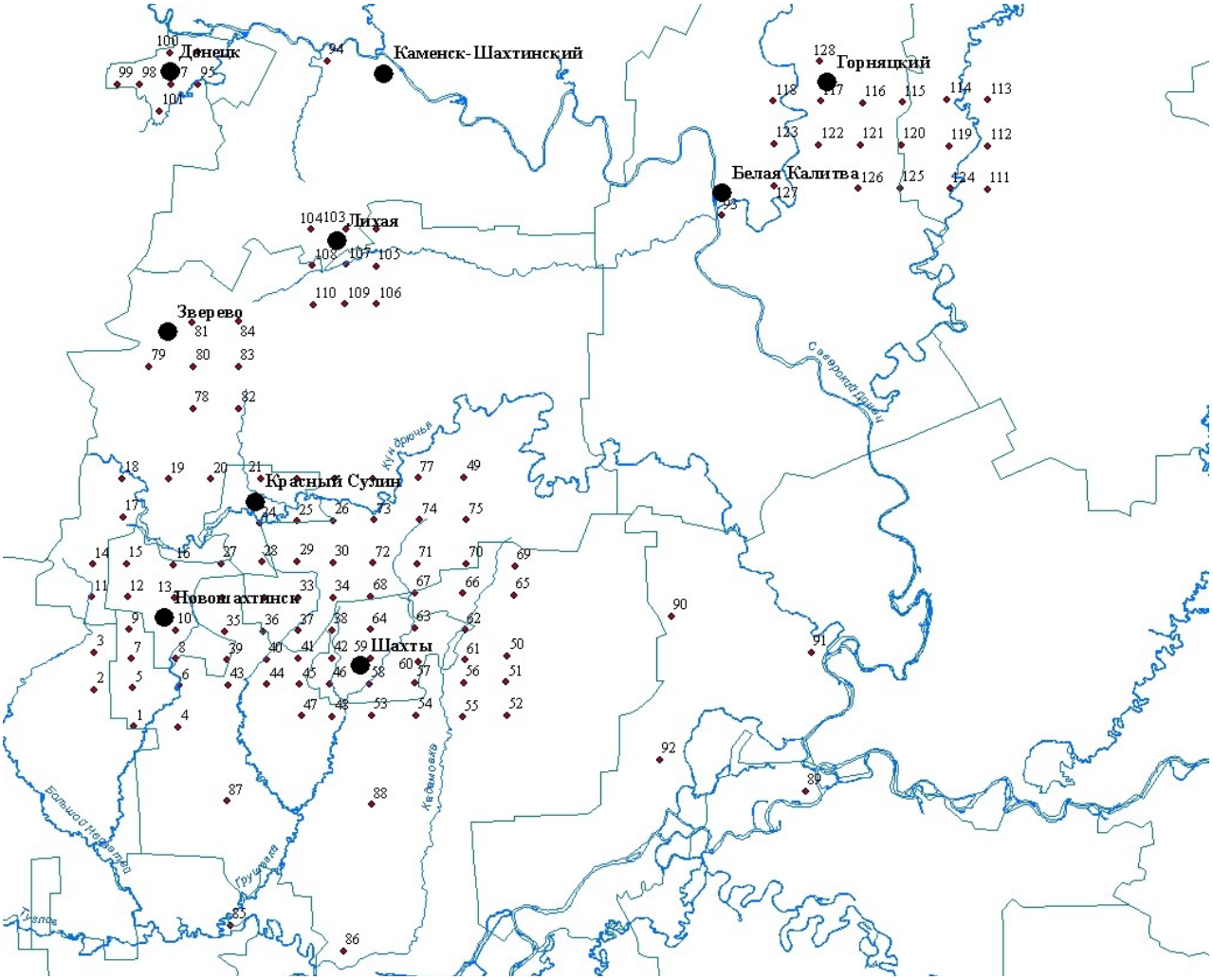


Рис. 1 Карта-схема точек отбора проб почвы на территории Восточного Донбасса

Точки опробования находились в пределах сосредоточения огромного количество техногенных объектов, связанных с угольной промышленностью. Расстояние между точками отбора приблизительно 4 км. Строгую регулярную сеть опробования в городе, как правило, разбить не удается, литохимические пробы отбирались в парках, на улицах, в полях, на сельхозугодиях, вблизи автодорог и т.д. Отбор проб производился с привязкой точек отбора навигатором GPS Garmin. Пробы отбирались методом «конверта»: с участка площадью около 10 м^2 брали по пять проб почвы (четыре по углам, одну в центре) общим весом 200 г и тщательно перемешивали полученную сборную пробу. Определение содержания тяжелых металлов в пробах осуществлялось в аккредитованной лаборатории ОАО «Южгеология» (г. Ростов-на-Дону). Анализ был осуществлен на 24 элемента – марганец, никель, кобальт, титан, ванадий, хром, молибден, цирконий, ниобий, медь, свинец, серебро, висмут, цинк, олово, галлий, бериллий, скандий, иттрий, иттербий, фосфор, литий, стронций и барий. Результаты приближенно-

количественного спектрального анализа наиболее распространенных тяжелых металлов представлены в табл. 1.

Таблица 1

Распределение химических элементов в верхнем почвенном горизонте на территории Восточного Донбасса, мг/кг

Элемент	Пределы колебания содержания		Среднее содержание	Региональный фон [2,3]	ПДК, (ОДК) [4,5]
	min	max			
Ni	19	80	43	41	85
V	21	132	86	96	150
Cr	23	82	60	60	–
Cu	12	73	32	42,7	132
Pb	8	98	21	27	130
Zn	27	471	97	69,1	220
Co	2	30	12	18	–

Анализы полученных результатов показывают, что основными элементами-загрязнителями почв являются Zn, Ni, V, Cu и Pb, загрязнение по которым в 40,2% от отобранных проб превышают региональный фон.

Концентрация меди в почвах изменяется от 12 до 73 мг/кг, при этом в большинстве проб концентрация не достигает фона. Загрязнение почв соединениями меди – это результат использования медьсодержащих веществ: удобрений, растворов для опрыскивания, сельскохозяйственных и коммунальных отходов, а также поступления из промышленных источников (главным образом предприятия цветной металлургии). Некоторые локальные аномалии меди в почвах могут возникать в результате коррозии конструкционных материалов, содержащих сплавы меди (например, электрических проводов, труб). Самое важное обстоятельство в заражении почв медью – это большая склонность поверхностного слоя почв к ее накоплению [6].

Превышения ПДК по свинцу выявлены в 10% общего числа проб, отобранных на территории Восточного Донбасса. Максимальная концентрация свинца составляет 98 мг/кг. Накопление свинца в поверхностном слое почв, подвергающихся загрязнению из различных источников. Главная доля свинцовых загрязнений, поступающих от предприятий цветной металлургии и в выхлопных газах автомобилей. Следует подчеркнуть, что загрязнение почв свинцом носит в основном необратимый характер, и поэтому процесс накопления свинца в поверхностном слое почв будет продолжаться даже в условиях небольшого его привноса [6].

Превышений ПДК содержания валовых форм тяжелых металлов в почвах обследованных районов выявлено только по одному элементу – цинку. Основными источниками загрязнения окружающей среды цинком являются автотранспорт, промышленность, удобрения, добыча и переработка твердых полезных ископаемых. Цинк поступает в придорожное пространство в результате истирания различных деталей, эрозии оцинкованных поверхностей, износа шин, за счет использования в маслах присадок, содержащих этот металл. В последнее время для борьбы с коррозией широко используется оцинковка кузовных деталей автомобилей, прежде всего днища, что влечет за собой дополнительное поступление цинка в придорожное пространство. В результате этих процессов вдоль автомобильных дорог формируются геохимические аномалии цинка. Концентрация остальных элементов намного ниже санитарно-гигиенических нормативов.

Основными показателями – критериями оценки загрязнения почв являются: коэффициент концентрации химического элемента (Кс) и суммарный показатель загрязнения (Zc). Коэффициент концентрации химического элемента (Кс) необходимый для

обоснования комплекса приоритетных загрязнителей территорий, нарушенных горным производством, определяется отношений фактического содержания валовой формы химического элемента в почве (Ci в мг/кг почвы) к его региональному фоновому значению (Cf): Кс = Ci/Cf.

Рассчитанные коэффициенты концентрации (Кс) позволяют построить ряды микроэлементов. Элементы, стоящие слева, с наибольшими Кс интенсивно вовлекаются в биологический круговорот, а элементы, расположенные справа, склонны мигрировать с поверхностными и грунтовыми водами.

Донецк – $Zn_{1,1}$;

Белая Калитва – $Zn_{1,3}$;

Лихая – $Zn_{1,4} > Ni_{1,0}$;

Зверево – $Zn_{1,2} > Cr_{1,0} = V_{1,0} = Ni_{1,0}$;

Новошахтинск – $Zn_{1,3} > Ni_{1,2} > Cr_{1,1} > Cu_{1,0} = V_{1,0}$;

Шахты – $Zn_{1,3} > Cr_{1,0} = Pb_{1,0}$.

Если Кс меньше 1, то вычисляются обратные величины – коэффициент рассеяния (Кр) – это есть отношение значения регионального фона (Cf) к фактическому содержанию валовой формы химического элемента (Ci в мг/кг почвы).

Донецк $Ni_{1,1} = Cr_{1,1} < V_{1,2} < Pb_{1,3} < Cu_{1,4} < Co_{1,9}$;

Белая Калитва $Ni_{1,1} = Cr_{1,1} < Pb_{1,3} < V_{1,4} < Cu_{1,6} < Co_{1,7}$;

Лихая $Ni_{1,0} < Cr_{1,1} < V_{1,2} < Pb_{1,3} = Cu_{1,3} < Co_{1,8}$;

Зверево $Ni_{1,0} = Cr_{1,0} = V_{1,0} < Pb_{1,2} < Cu_{1,4} < Co_{1,9}$;

Новошахтинск $V_{1,1} < Co_{1,2} = Cu_{1,2} < Pb_{1,4}$;

Шахты $Ni_{1,1} = Pb_{1,1} < V_{1,2} < Cu_{1,4} < Co_{1,6}$.

Суммарный показатель загрязнения (Zc) или СПЗ, представляет собой сумму превышений коэффициентов концентраций химических элементов, накапливающихся в техногенных аномалиях, и рассчитывается по формуле: $Zc = \sum Kk - (n - 1)$, где Kk – коэффициент концентрации элементов-загрязнителей, n – число аномальных элементов.

Оценка опасности загрязнения почв комплексом элементов-загрязнителей по показателю Zc проводится по оценочной шкале. Градации оценочной шкалы разработаны на основе изучения показателей состояния здоровья населения, проживающего на территории с различным уровнем загрязнения [7].

Так как суммарный показатель загрязнения почв во всех исследуемых точках менее 16, то категория загрязнения почвы – допустимая. Исследуемая территория загрязнена преимущественно одним или двумя элементами, поэтому суммарный показатель загрязнения не отражает реальной экологической ситуации. Так при наличии в почве избыточной концентрации цинка и содержание остальных элементов на уровне, близком к фоновому, загрязнение считается низким, даже в том случае, если содержание элемента 471 мг/кг, что значительно выше фона. В связи с этим суммарный показатель загрязнения может широко использоваться при оценки общего геохимического воздействия техногенных процессов на почву, однако найти корреляцию между полученным показателем и экологическим состоянием почв, а также состоянием здоровья населения, выглядит достаточно необоснованным.

В целях уменьшения отрицательного влияния тяжелым металлов на окружающую среду, в частности на почву, необходимо проведение эффективных мероприятий по уменьшению техногенной нагрузки.

Литература

1. Василенко В.Н., Урбан Г.А., Куренкова А.Г., Толчеевой С.В., Покуля С.Ю. О состоянии окружающей среды и природных ресурсов Ростовской области в 2014 году // Экологический вестник Дона. Ростов-на-Дону, 2015. С. 384.

2. Закруткин В.Е. Геохимия ландшафта и техногенез. Ростов-на-Дону: СНКЦ ВШ, 2002.

3. Алексеенко В.А., Суворинов А.В., Власова Е.В. Металлы в окружающей среде. Почвы геохимических ландшафтов Ростовской области. М: Логос, 2012. С.-308.

4. ГН 2.1.7.2041-06. Предельно-допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. М., 2006. 15 с.

5. ГН 2.1.7.2511-09. Ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. М., 2009. 11 с.

6. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М: Мир, 1989. 439 с.

7. Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почвы химическими веществами. М.: Минздрав СССР, №4266, 1987. 23 с.

УДК 504.54:(550.42:551.4)](447.6)

БАРЬЕРНАЯ СИСТЕМА АРИДНОЙ ЗОНЫ АЭРАЦИИ ЮГО-ВОСТОКА УКРАИНЫ

Петрова Л.А.
Институт геохимии, минералогии и рудообразования имени М.П. Семененка НАН Украины, Киев, Украина, e-mail: troynda775@yandex.ua

Влияние техногенных поступлений на земную поверхность приводит к интенсивным процессам, которые происходят в почвенном профиле и зоне аэрации.

В формировании зон растворения и аккумуляции особое нагрузку несет почвенный профиль, так как здесь формируются зоны растворения и аккумуляции металлов, в результате различных биохимических и геохимических преобразований вещества. Именно почвенный профиль играет важнейшую роль в резком уменьшении или полном прекращении миграции тяжелых металлов – трансформации и аккумуляции их на геохимических барьерах и в дальнейшем не проникновении большинства химических элементов в водоносные горизонты, то есть он является тонкой барьерной системой земной коры, которая защищает подстилающие породы не только от техногенного геохимического нагрузки, но и от физического и химического выветривания.

Методика и методы исследований. Изучение химический и минералогический состав техногенных зоны аэрации юго-востока Донбасса, исследования выполнялось с помощью опробования канав, копуш и шурфов, с проведением лабораторных исследований. Все отобранные пробы были проанализированы полуколичественным спектральным анализом на 47 элементов. Для дубликатов проб различных ландшафтов и контрастных по интенсивности техногенной нагрузки были проведены химический, рентгеноспектральный, рентгеноактивационный, атомно-абсорбционной, спектральный количественный анализы. Для исследования вещественного состава использовался минералогический, минералографический и рентгеноструктурный методы, формы нахождения металлов определены методом постадийных вытяжек.

Результаты исследований. Рассматривая закономерности распределения тяжелых металлов в вертикальном профиле зоны аэрации юго-востока Украины выявлено, что на определенных глубинах (в зависимости от степени техногенной нагрузки и особенностей поведения конкретного элемента в зоне гипергенеза) происходит полное или частичное прекращение миграции тех или иных микроэлементов на конкретных горизонтах – геохимических барьерах. Верхний горизонт почвы, глубина – 0-10-15 см обогащенный кислородом, микроорганизмами [1], большим количеством корневой системы и другой органики. На данной глубине происходит растворение поступивших на земную поверхность химических соединений, наблюдается железистый и марганцевый оксидогенез: оксиды и гидроксиды Fe и Mn в свою очередь являются сорбентами многих микроэлементов, благодаря чему происходит их накопление. Уменьшение концентраций Mn характерно суглинистым и супесчаным почвы. Mn подвижный в глеево-восстановительной среде и инертный на окислительных и сероводородных барьерах [2].

В горизонте А0 (0-10-15 см) происходит образование гидроксидов Mn, Fe, Cr, Al, то есть он характеризуется параметрами кислородного барьера (А) на пути миграции ионов тяжелых металлов, также он имеет гораздо меньшее значение pH в отношении к нижележащим слоям почвенного профиля (если это не содовое засоление). Кроме того, большую роль в данном интервале играют микроорганизмы, которые способствуют деструкции различных минеральных и техногенных соединений, изъятию из них микроэлементов и переводу их в ионное состояние [1]. Верхняя часть зоны ризосферы травянистых растений сорбирует и транспортирует тяжелые металлы в растения. Также в

данном горизонте происходит сорбция катионов органическими остатками, железо-марганцевыми оксидами, минеральными и илистыми частицами. Именно более 50% Pb^{2+}, Cd^{2+}, Cu2+, Li, Cr сорбируется в верхнем горизонте почвы. То есть верхний горизонт А0 (0-10-15 см) – является первым комплексным кислородно-кисло-биоаккумулятивно-сорбционным барьером (A-E-G-Gб). Процент аккумуляции металлов в данном горизонте от 50% и более, это зависит от степени техногенной нагрузки (чем больше нагрузка, тем больше процент). Например, содержание ртути в сильнозагрязненной почве техногенной геохимической аномалии металлургического предприятия от $750 \cdot 10^{-7}$% $Hg_{вал}$ уменьшается до $200 \cdot 10^{-7}$%, а $Hg_{сульф}$ из $400 \cdot 10^{-7}$% до $50 \cdot 10^{-7}$% (глубина 10 см) и $6 \cdot 10^{-7}$% (глубина 20 см), а $Hg_{сорб}$ с 600 до 120 (10 см). Аналогично ведут себя и другие элементы Pb, Cd, Cu, Zn, имея свои конкретные аккумулятивные интервалы, но в среднем этот горизонт составляет (0-15 см) [4, 5].

Глубина – 18-30 см – редокс-горизонт (BSO_4). В этом горизонте зафиксировано образование сульфида Hg, при этом графики содержания MeS в почвах обратнопропорциональны содержанию SO_4^{2+}, что свидетельствует о сульфатредукции данного процесса. По данным В.А. Ковды [3] и М.А. Глазовской [1] в почвенном профиле в горизонте В фиксируются оолиты сульфидов Pb, Zn, Cu, As. Наличие в почвенном профиле сульфатредуцирующих бактерий на границе аэробных и анаэробных условиях, указывает на то, что они могут переводить Me + → MeS (пример: аномалия Алчевского металлургического завода: глубина 20 см, $Hg_{сльф}$ составляет $6 \cdot 10^{-7}$%; глубина 30 см (редокс-горизонт), $Hg_{сульф}$ – $30 \cdot 10^{-7}$%. Увеличение $Hg_{сульф}$ происходит параллельно с резким уменьшением содержания сульфатов в почвенных растворах, почти до 0 [5].

Глубина 30-40 см. Здесь основное количество тяжелых металлов находится в Кислоторастворимой форме в виде карбонатов. Глубина 30-35 см – Си, Ni, Pb; 30 см – Cd; 40см – Zn. Горизонт 30-40 см характеризуется скачком обменно-сорбированного формы металлов. То есть горизонт 30-40 см является сорбционно-карбонатным барьером (G-D) на пути миграции тяжелых металлов. Ниже глубины примерно 50-60 см аридной зоны аэрации, в зависимости от величины техногенной нагрузки, резко уменьшается количество (в%) всех форм нахождения тяжелых металлов, в некоторых случаях незафиксированная водорастворимая и ионно-обменная формы. Параллельно с этим наблюдается увеличивается величина pH от слабощелочной (≥ 7,5) к щелочной среде (≥ 9,5). При анализе pH на глубину зоны аэрации, установлено, что величина pH не зависит от состояния pH верхнего горизонта почвы, а от состава пород зоны аэрации, уровня грунтовых вод, и таксона ландшафта. Уменьшение pH с глубиной до 7,5 характерно для зоны аэрации аквальных ландшафтов (рис) [5].

Ниже почвенного слоя независимо от интенсивности техногенной нагрузки на поверхности существует термодинамическое, биохимическое и относительное геохимическое равновесие, это прежде всего выражено: а) горизонт ниже почвенного слоя (А+В) характеризуется слабощелочной (≥ 7,5) и щелочной (≥ 9,5) средой и величина pH зависит не от степени техногенной нагрузки, а от ландшафтно-геохимических особенностей поверхности, минералогического и химического состава пород зоны аэрации и она постоянна для районов развития данных отложений; б) уменьшение с глубиной показателя Eh ведет к прекращению или резкому уменьшению геохимических и биохимических процессов в зоне аэрации. Ниже почвенного слоя резко уменьшается количество микроорганизмов [1] и подвижных форм микроэлементов в) почва выступает биохимическим регулятором: – растительный покров способствует круговороту тех химических элементов, которые находятся в ионных формах; – микроорганизмы выполняют биохимическую трансформирующую функцию по отношению к микроэлементам и их соединениям, поступившим в результате техногенеза; г) сорбционная емкость почв больше, чем подстилающих пород, это способствует прекращению миграции металлов и микроэлементов и аккумуляции их на сорбционных барьерах.

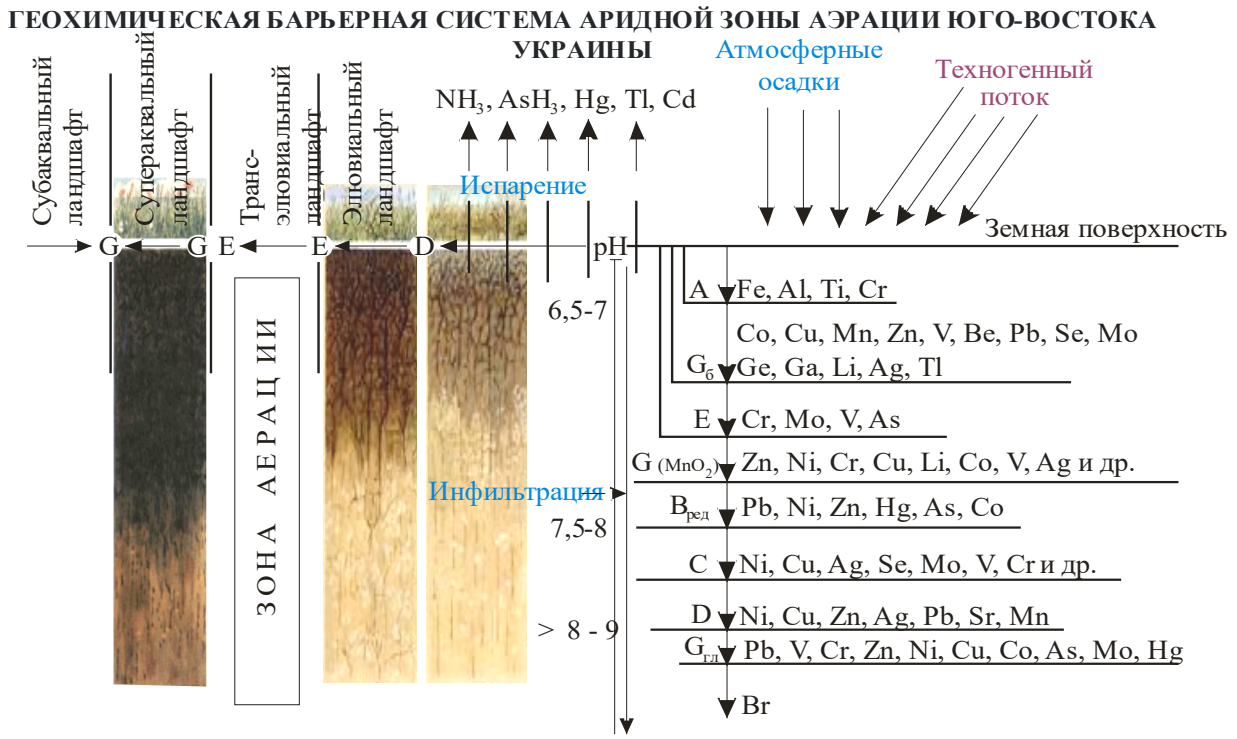


Рис. 1. Геохимические барьеры: A – кислородный; B – сероводородный (за счет тионовых бактерий) C – глеевые (с выпадением гидроксидов марганца) D – щелочной; E – кислый; G – сорбционный; Gб – биосорбционных (сорбция органическими веществами и биоаккумуляция) G (MnO_2) – сорбция оксидами марганца; Gгл – сорбция глинистыми компонентами почв

Выводы. Почвенный профиль является комплексной барьерной системой поверхностной части зоны гипергенеза. В аридной зоне аэрации степных ландшафтов юго-восточного Донбасса в вертикальном разрезе траселювиальних ландшафтов минимум 8 геохимических барьеров (A – кислородный; E – кислый, G – сорбционный; Gб – биосорбционных (сорбция органическим веществом и биоаккумуляция) – глубина 0-15 см; B – редокс-барьер – глубина 25-35 см; C – глеевые (с выпадением оксидов железа и гидроксида марганца) – глубина 35-50 см; D – щелочной – глубина 50 – до 1-го водоупоров; G (MnO2) – сорбция оксидами марганца; Gгл – сорбция глинистыми компонентами почв), на которых происходит аккумуляция металлов – по всей мощности зоны аэрации, но наиболее выражен на глубинах 0-15 см за счет значительного процента илисто-глинистой компоненты почв и из глубины 40-50 см до 1-го водоупора за счет образования глинистых минералов, которые являются сорбентами металлов; в аквальными ландшафтах – 7 (отсутствует карбонатный). В горизонтальном направлении прослеживается 2 геохимических барьерах (кислый и сорбционный). То есть, почва является верхней основной субстанцией зоны гипергенеза, которая выполняет защитные функции для нижних горизонтов пород от действия природных и техногенных факторов, останавливает химическое, биохимическое и механическое разрушение подстилающих пород. Ниже почвенного слоя независимо от интенсивности техногенной нагрузки извне, существует термодинамическая, биохимическая и относительная геохимическая равновесие. Это прежде всего связано с трансформирующей функции почв и наличием барьерной системы в почвенном профиле.

Литература

1. Глазовская М.А., Добровольский Н.Г. Геохимические функции микроорганизмов. М.: Изд-во МГУ, 1984. 153 с.

2. Резникова Н.И. Соосаждение как один из основных механизмов накопления редких элементов: [методические минералогические исследования]. М. : Недра, 1971. 332 с.

3. Ковда В.А., Зырин Н.Г. Микроэлементы в почвах Советского Союза. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1973. 281 с.

4. Петрова Л.О. Вплив на навколишнє середовище відходів вуглевидобутку і вуглепереробки // Геол. журн. 2002. № 2. С. 81-87.

5. Петрова Л.О. Зміна парагенетичних асоціацій мікроелементів степових ландшафтів під впливом техногенезу // Геологічний журнал. 2002. № 4. С.100-103.

УДК 631.47

БИОГЕОХИМИЯ АГРОЛАНДШАФТОВ ВОСТОЧНОГО ПОДМОСКОВЬЯ ПОСЛЕ ПРИМЕНЕНИЯ ОСАДКОВ СТОЧНЫХ ВОД В КАЧЕСТВЕ УДОБРЕНИЙ

Плеханова И.О.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: irinaoplekhanova@ mail.ru

Увеличение объемов образования сточных вод и их осадков (ОСВ), является характерным явлением для настоящего времени и связано с ростом городов и промышленного производства. Это обстоятельство заставляет искать пути безопасного использования ОСВ, которые рассматриваются как дешевый источник азота, фосфора и микроэлементов для агроценозов, или как компонента для конструктоземов при реабилитации техногенно нарушенных территорий. Помимо ценных питательных веществ, ОСВ в большом количестве содержат микроэлементы, ТМ и ПАУ, что не позволяет безоговорочно использовать этот материал в сельском хозяйстве [1-4]. Использование в сельском хозяйстве осадков городских сточных вод в качестве органического удобрения часто приводит к загрязнению почв тяжелыми металлами (ТМ).

Целью настоящей работы являлось исследование уровней содержания ТМ в почвах и растениях Восточного Подмосковья, а также скорости и масштабов самоочищения агродерново-подзолистых супесчаных почв, загрязненных в результате применения ОСВ. В задачи работы входило определение уровней загрязнения и химических свойств почв, а также оценка масштабов накопления и выноса ТМ из почв с внутрипочвенным стоком и основными кормовыми и огородными культурами.

Исследованы агродерново-подзолистые супесчаные почвы Люберецкого и Балашихинского районов Московской области, а также произрастающие на этих почвах растения. Источником загрязнения почв являлись ОСВ Люберецкой станции аэрации, которые вносили в качестве органических удобрений в течение 5-10 лет до 1990 г. Применение ОСВ привело к увеличению содержания гумуса, снижению кислотности почв, обеспеченности почв основными элементами питания растений и насыщенности основаниями (табл. 1). Результаты исследований показали, что чем выше доза ОСВ, тем выше содержание органического вещества, обменных катионов и элементов питания для растений. Одновременно повышается содержание ТМ в почвах (табл. 2).

Таблица 1

Химическая характеристика дерново-подзолистых супесчаных почв с различными дозами ОСВ

Доза ОСВ, т/га, горизонт Апах. (0-20см)	pH_{KCl}	Гумус, %	Обменный Ca^{2+}	Обменный Mg^{2+}	Гидролитическая кислотность, мг-экв/100 г	Насыщенность основаниями, %	Подвижный Р	Подвижный К
			ммоль-экв/ 100 г почвы				мг/кг	
Без ОСВ	5,5	2,2	4,2	1,0	2,3	66,3	155	90
ОСВ 100	5,8	2,8	4,7	0,6	1,4	75,8	112	75
ОСВ 200	6,0	4,0	6,8	1,0	1,3	86,0	283	102
ОСВ 300	6,4	4,2	6,2	1,1	1,7	80,0	286	100
ОСВ 400	6,4	4,5	6,7	1,3	0,8	90,0	395	140
ОСВ 600	6,9	5,5	8,3	0,7	0,8	90,0	395	140

В результате применения ОСВ сформировалось комплексное полиэлементное загрязнение почв. Можно выделить участки с высоким и очень высоким содержанием в

почвах Cd, Zn, Cu и Cr при относительно невысоком содержании Pb и Ni, что обусловлено химическим составом осадка, а также дозами, способом и длительностью применения ОСВ. Валовое содержание Cd при внесении ОСВ в дозе 200-400 т/га превышает фоновые значения в 7-10 раз; Zn, Cr, Pb, Cu и Ni – в 3-5 раз. В тоже время содержание подвижных соединений ТМ в исследуемых почвах в 20-40 раз превышает фоновые значения, что свидетельствует о высокой активности внесенных с осадками ТМ и доступности их для растений (табл. 2). Исследованные почвы характеризуются высокой вариабельностью содержания ТМ (от 30 до 90%).

Таблица 2

Влияние ОСВ на содержание (мг/кг) и коэффициенты накопления ТМ в почвах

Доза ОСВ	Фор-мы ТМ	Cd		Zn		Cu		Pb		Cr		Ni	
		мг/кг	Кн	мг/кг	Кн	мг/кг	Кн	мг/кг	Кн	мг/кг	Кн	мг/кг	Кн
Контроль, без ОСВ	1	0,1	–	1,5	–	0,4	–	0,5	–	0,2	–	0,3	–
	2	0,5	–	49	–	6,9	–	15	–	14	–	5	–
100 т/га	1	0,3	3	10	6,7	2,5	6,2	1	2	2	10	0,5	3
	2	1,2	2,4	55	1,1	20	2,9	16	1,1	37	2,6	10	2
200 т/га	1	1,9	19	40	26,7	5,4	13,5	1	2	4	20	2	7
	2	2,9	5,8	120	2,5	60	8,7	29	1,9	80	5,7	25	5
300 т/га	1	1,3	13	35	23	6,2	15,5	1	2	3	11	2	7
	2	4,9	9,8	160	3,3	90	13	26	1,7	98	7	29	6

Формы ТМ: 1 – подвижные ТМ; 2 – валовое содержание

Анализ растений, выросших на загрязненных почвах, показал, что содержание Cd во всех растениях превышает ПДК в 5-10 раз. Содержание ТМ в растениях сильно различается и зависит от биологических особенностей растений и их способности к накоплению ТМ. На почвах, загрязненных в результате применения ОСВ фитотоксический эффект часто не наблюдается, однако его отсутствие при выращивании сельскохозяйственных культур не является показателем экологической безопасности как почв, так и растений. Значительные различия в способности растений к накоплению ТМ позволяют рассматривать возможность их использования на загрязненных почвах с целью получения продукции, содержание ТМ в которой отвечает санитарно-гигиеническим нормам. Значения коэффициентов накопления (Кн) в большой мере зависят от вида растений и изменяются в широких пределах (табл. 3). Контролем служили растения, выращенные на фоновой почве.

Таблица 3

Содержание и коэффициенты накопления (Кн) ТМ в растениях, выращенных на дерново-подзолистой супесчаной почве, загрязненной ОСВ; мг/кг сухой массы

Растение	Орган	Cd		Zn		Cu		Pb		Cr		Ni	
		мг/кг	Кн	мг/кг	Кн	мг/кг	Кн	мг/кг	Кн	мг/кг	Кн	мг/кг	Кн
Свекла столовая	Корнеплод	0,78	6,5	42	1,8	12,3	1,3	3,1	6,8	1,1	2,2	1,6	3
	Листья	2,10	10,5	72	1,9	12	1,5	3,4	6,2	3,1	7,8	2	4
Морковь	Корнеплод	0,92	7,6	22	3,1	5,1	2	1,2	3,0	0,5	2,5	2,0	4
Картофель	Клубни	0,4	4	19	1,9	16	2	1,0	2,0	0,6	3,0	0,5	1
	Надзем.часть	2,6	13	124	2,9	16	2,7	2,0	6,7	6,7	8,2	5,1	5
Райграс	Надзем.часть	1,6	10,7	80	4,7	14	3,5	2,6	5,2	4,2	7,0	5,2	10
Кукуруза	Надзем.часть	1,2	6	38	1,7	3,6	1,2	1,6	3,2	2,6	8,0	1,2	2,4
Горох	Горошины	0,1	1	48	1,3	5,4	1	0,5	1,0	1,2	6,0	1,2	2,4
	Листья, стебли	0,8	3,5	78	4,3	7	1,6	2,6	5,2	3,8	3,8	2,1	2,6
Салат	Листья	2,4	12	86	2,6	16	2	0,9	3,5	0,9	1,5	2,0	2,2
Капуста	Листья	0,12	2	14	2	2,9	2	1,1	2,2	0,4	4,0	1,2	6
Петрушка	Листья	2,9	12	92	1,4	18	2,2	1,2	3,0	1,8	3	2,2	2,4

Анализы почв, проведенные через 12 и 18 лет после внесения ОСВ, позволили оценить реальную скорость самоочищения дерново-подзолистых супесчаных почв в условиях сельскохозяйственного использования. Сравнение содержания ТМ показало, что в наиболее загрязненных почвах произошло самое значительное снижение содержания металлов. Это объясняется, по-видимому, тем фактом, что в наиболее загрязненных почвах доля техногенных и, следовательно, более подвижных соединений ТМ максимальна (табл. 2).

За 18 лет содержание кислоторастворимых соединений Cd уменьшилось в 2 раза в пахотном горизонте наиболее загрязненных почв (доза 600 т/га). Вдвое снизилось также содержание цинка в почвах. Содержание меди и никеля уменьшилось в 1,6 раза (рис. 1).

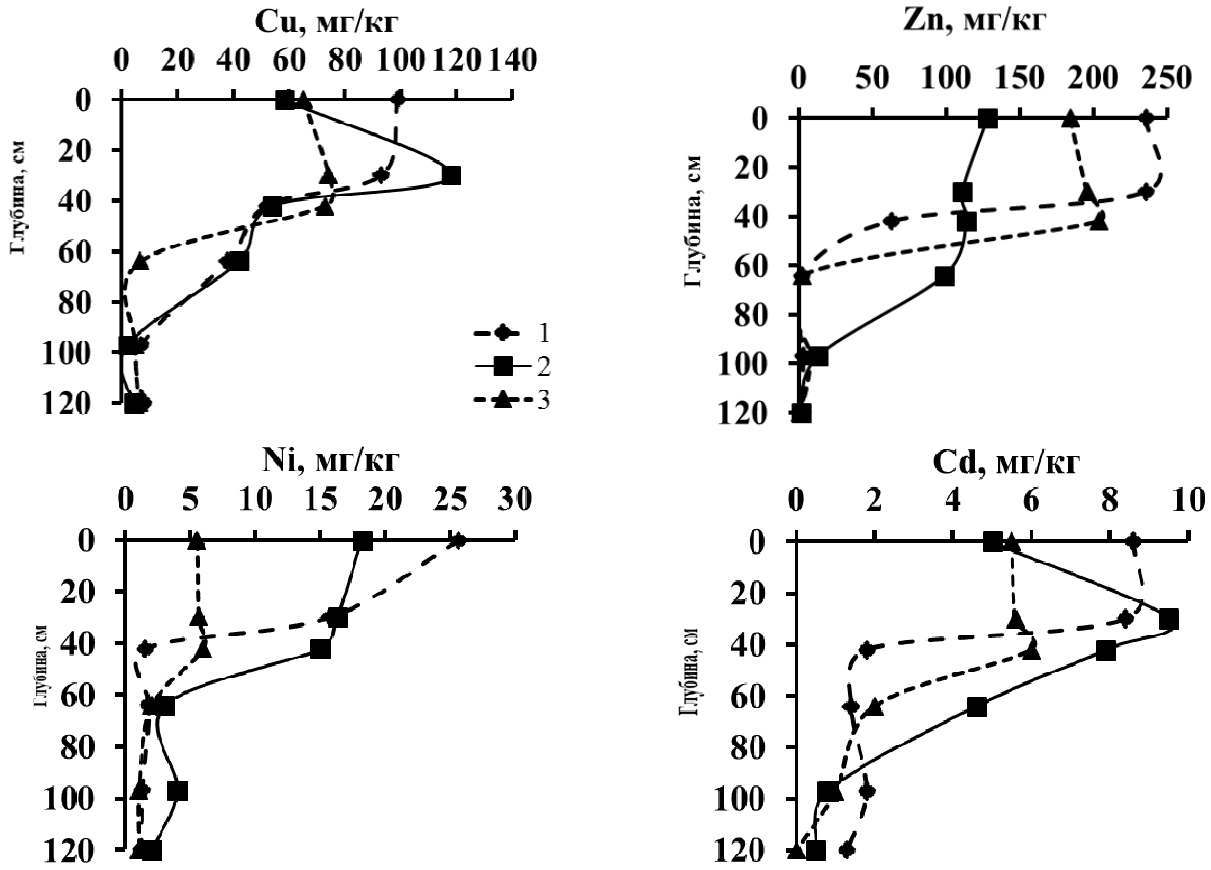


Рис. 1. Распределение ТМ в дерново-подзолистых супесчаных почвах с ОСВ: 1- в 1990 г., 2 - в 2002 г., 3 - в 2008 г.

Полученные данные свидетельствуют о значительной скорости самоочищения агродерново-подзолистых супесчаных почв от загрязнения. Этому способствовало то, что на протяжении 18 лет исследованные поля были заняты кормовыми культурами, которые концентрируют в зеленой массе ТМ. В результате ежегодного укоса трав с зеленой массой из почвы удаляли и поглощенные растениями ТМ. Процессу самоочищения почв способствовал также их легкий гранулометрический состав, что в значительной степени облегчает вымывание ТМ. Очевидно, что процесс самоочищения почв носит не линейный характер и зависит от многих внешних факторов, в частности, режима увлажнения почв, положения в рельефе, свойств и способа использования почв. Период полуудаления элементов из пахотного горизонта сильно загрязненных агродерново-подзолистых супесчаных почв определен достаточно точно: для Cd и Zn – 18 лет, Cu и Ni – 20-25 лет.

За 18 лет произошло увеличение мощности загрязненного слоя почвы от 20 до 40 см, что свидетельствует о низкой скорости миграции ТМ, несмотря на легкий гранулометрический состав исследованных почв (рис. 1). Можно отметить перемещение максимума содержания ТМ вниз по профилю почвы, что связано с промыванием поверхностного слоя осадками и потреблением корневыми системами растений. Вероятно, достаточно прочное удерживание металлов в почве обусловлено высоким содержанием органического вещества и нейтральной реакцией среды. Следует отметить, что основные изменения содержания ТМ произошли в пахотном слое почв, запасы металлов для слоя 0-50 см уменьшились значительно меньше. Запас Cd в почве снизился лишь на 12%, Zn и Cu на 9%, запас Pb на 10%, а Ni почти не изменился. Эти данные позволяют судить о масштабах выноса ТМ и самоочищения почв более реалистично, чем при анализе содержания металлов только в пахотном горизонте почв.

Вынос ТМ с урожаем растений зависит от свойств и уровня загрязнения почвы, а также вида, и сорта растений [5]. Годовой вынос ТМ тем выше, чем больше урожай растений и концентрация в них элементов, что определяет практическое направление поиска высокоурожайных растений, способных накапливать ТМ для фитомелиорации почв. Скорость выноса элементов из почвы зависит от биомассы растений их способности к накоплению ТМ, а также подвижности соединений ТМ и свойств почв. Растворимость соединений ТМ в водных растворах, вытяжках из почв и лизиметрических водах очень мала, их содержание составляет сотые доли от валового содержания в почвах.

Вынос соединений ТМ из почв зависит также от режима увлажнения почв, количества осадков, свойств почвы, ее гранулометрического состава и способов использования почв. Атмосферные осадки слабо удерживаются легкими супесчаными почвами их большая часть (приблизительно 70%) фильтруется и поступает в нижележащие слои, или грунтовые воды. Потери ТМ от вымывания с инфильтрующимися водами оценивали по составу вод в дренажных колодцах и анализу водной вытяжки. Поступление ТМ с атмосферными выпадениями проводили по анализу снежного покрова.

Результаты анализов показали, что содержание растворимых в воде соединений ТМ, невелико и не превышает ПДК элементов, принятые для природных вод, для всех элементов, кроме Cd, содержание которого в водной вытяжке из почв превышало ПДК в 5-6 раз. Суммарный вынос Cd из почв менее 0,1% от его запаса в пахотном слое.

Вынос ТМ с урожаем различается в 3-6 раз для различных культур. Соотношение между выносом с урожаем и внутрипочвенным стоком различается в зависимости от элемента; для Cd и Pb получены близкие значения. Вынос Cu с внутрипочвенным стоком почти в 5-6 раз больше выноса с урожаем, а Zn в 2-7 раз больше. Таким образом, период самоочищения почв от ТМ до нормативного уровня изменяется от сотен до десятков лет и зависит от многих факторов: уровня загрязнения почв, подвижности ТМ, режима увлажнения, а также выноса с урожаем и внутрипочвенным стоком. Максимальный период времени необходим для почв с наибольшим уровнем загрязнения, он составил 288 лет для достижения нормативного уровня содержания Cd, 74 и 64 года для Cu и Zn соответственно.

Литература

1. Галиулин Р.В., Галиулина Р.А. Фитоэкстракция тяжелых металлов из загрязненных почв // Агрохимия. 2003. № 3. С. 77-85.

2. Зотов В.А., Завгородняя Ю.А., Плеханова И.О. Полициклические ароматические углеводороды в почвоподобных телах, сформированных на основе осадка сточных вод // Проблемы агрохимии и экологии. 2012. № 3. С. 39-44.

3. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение. Новосибирск: Наука, 1991. 151 с.

4. Касатиков В.А. Влияние осадков городских сточных вод на микроэлементный состав почв // Почвоведение. 1991. № 9. С. 41-49.

5. Плеханова И.О. Самоочищение агродерново-подзолистых супесчаных почв восточного Подмосковья при полиэлементном загрязнении в результате применения осадков сточных вод // Почвоведение . 2009. № 6. С. 719-725

УДК 504.064

ГЕОХИМИЯ ЛАНДШАФТОВ ГОРОДОВ-КУРОРТОВ КОНУРБАЦИИ КАВКАЗСКИХ МИНЕРАЛЬНЫХ ВОД

Помеляйко И.С.

ООО «Нарзан-гидроресурсы», Кисловодск, e-mail: i.pomelyayko@yandex.ru

Конурбация Кавказских Минеральных Вод (КМВ) включает 4 города-курорта федерального значения: Кисловодск, Ессентуки, Пятигорск и Железноводск. При определенной географической, климатической, социально-экономической схожести, обусловленной близостью расположения, каждый из городов обладает рядом отличий, влияющих на экологическое состояние данного курорта. Геоморфологические, климатические, тектонические, геологические и гидрогеологические условия территории региона представляют собой очень сложную систему. Данные природные особенности КМВ совместно с ростом антропогенной нагрузки способствуют ухудшению экологической ситуации на курортах. Дадим краткую характеристику природных факторов, влияющих на накопление поллютантов в буферных природных средах конурбации. Площадь региона КМВ невелика – 5,3 тыс. км^2. Несмотря на это, здесь представлены все основные формы рельефа – горы, котловина, хребты, лощины, седловины. Разнообразие рельефа (табл. 1) создает различия в климате городов-курортов и влияет на распределение загрязняющих веществ (ЗВ). На пересеченной, холмистой местности (Ессентуки, Пятигорск) на наветренных склонах возникают восходящие, а на подветренных – нисходящие движения. При нисходящих потоках приземные концентрации увеличиваются, при восходящих – уменьшаются. Наиболее неблагоприятной формой рельефа является котловина (Кисловодск), здесь воздух застаивается, что приводит к накоплению ЗВ вблизи подстилающей поверхности, особенно от низких источников выбросов (автотранспорт).

Таблица 1

Особенности рельефа городов-курортов КМВ

Город	Особенности рельефа	Абс. отм, м
Кисловодск	Расположен в глубокой, почти замкнутой эрозионно-тектонической котловине, окруженной горными хребтами. С севера, северо-востока и востока город ограничен Боргустанским (1468 м) и Джинальским (1539 м) хребтами, с юга – северными склонами Скалистого хребта, с запада – водоразделом рек Березовой и Аликоновки. Дно котловины характеризуется холмистой поверхностью с относительными превышениями до 100-150 м, изрезанной многочисленными оврагами и долинами рек. Часто встречаются улицы с уклонами до 30–35^0, перепады отметок достигают 40 на 100 м	720-1400
Ессентуки	Расположен на холмистой равнине, по долинам рек изрезанной небольшими балками	600-640
Пятигорск	Расположен в продольной ложбине, имеющей равнинную слабонаклонную пологохолмистую поверхность, осложненную резко поднимающимися одиночными горами-лакколитами	500-600
Железноводск	Расположен в естественной долине рек Джемуха и Кучук, на склонах горы-лакколита Железной. Рельеф осложнен одиноко стоящими горами-интрузивами Бештау (1402 м) и Железная (854 м) и приурочен к предгорной наклонной (на северо-восток) равнине	570-650

Климатические условия каждого курорта конурбации обладают существенными отличительными особенностями. К основным климатическим факторам, влияющим на интенсивность рассеяния и аккумуляции продуктов техногенеза относятся: солнечная радиация, определяющая фотохимические превращения примесей и возникновение вторичных продуктов загрязнения воздуха; количество и продолжительность осадков, приводящих к вымыванию примесей из атмосферы; скорость ветра, повторяемость штилей; количество дней с туманами. Согласно районированию территории РФ по условиям рассеивания примесей и потенциалу загрязнения атмосферы (ПЗА), территория КМВ характеризуется повышенным потенциалом загрязнения атмосферы (зона II, класс II б[1]) [1]. Поскольку ПЗА рассчитывается для относительно крупных регионов, в целях более детального уточнения для каждого курорта был рассчитан метеорологический потенциал самоочищения атмосферы (МПА), определяемый как отношение повторяемости условий, способствующих накоплению примесей, к повторяемости условий, способствующих их удалению из атмосферы [2]. При МПА < 1 в рассматриваемый период времени создаются хорошие условия для рассеивания примесей в атмосфере, при МПА > 1 преобладают процессы, способствующие накапливанию ЗВ. Способность атмосферы к самоочищению (рассеянию) примесей рассчитывалась по коэффициенту К [2]. При К <0,8 – неблагоприятные условия для рассеяния; 0,8 ≤ К ≤ 1,2 – ограниченно благоприятные условия рассеяния; К > 1,2 – благоприятные условия самоочищения атмосферы.

Таблица 2

Параметры, характеризующие способность атмосферы курортов КМВ к самоочищению и рассеянию примесей (многолетние)

Город	Кисловодск	Ессентуки	Пятигорск	Железноводск
МПА	2,04	1,22	1,17	1,38
К	0,49	0,82	0,85	0,73

Преобладают процессы, способствующие накоплению примесей на территории курортов. Метеорологические условия для рассеяния примесей неблагоприятные (Кисловодск, Железноводск) и ограниченно благоприятные (Ессентуки, Пятигорск).

По сложности геологического строения и гидрогеологических условий Кисловодское, Ессентукское, Пятигорское и Железноводское месторождения минеральных вод отнесены к максимальной 4 группе сложности, поскольку характеризуются исключительно сложными геологическим строением, гидрогеологическими, газогидрохимическими и горно-геологическими условиями. Для месторождений региона КМВ характерна резкая изменчивость распространения в плане и разрезе коллекторов трещиноватых зон в породах различного генезиса. Фундамент разбит системой тектонических разрывных нарушений и осложнен интрузиями кислого состава.

Основной вывод: природные факторы курортов КМВ отличаются высокой степенью экологической опасности, способствуют накоплению загрязняющих веществ на городской территории, что в условиях возрастающего антропогенного пресса ведет к деградации гидроминеральной базы, лечебных Тамбуканских грязей, климата и Кисловодского курортного парка.

Курорты КМВ – Ессентуки, Железноводск и Кисловодск по совокупности экологических условий отнесены к 1-й категории [3] – города с благополучным экологическим состоянием территории (ЭС). К данной категории отнесены всего 7 городов РФ. Пятигорск отнесен ко 2-й категории – город с удовлетворительным ЭС. Данное заключение, учитывая весьма сложные природные особенности территории, высокую плотность населения, рост автотранспорта, значительный процент неканализованного жилого фонда, вызывает определенные сомнения. Автором был выполнен системный анализ

ЭС территории, включающий исследование воздушного бассейна, почв, поверхностных водотоков и подземных вод курортов КМВ [4]. На первом этапе работ был проведен независимый экологический мониторинг (ЭМ) (2010-2016 гг.), включающий регулярный отбор проб на химические, микробиологические и радиологические анализы почв, рек, подземных (грунтовые и артезианские) вод городов-курортов. Кроме того, были собраны и проанализированы данные о выбросах ЗВ и сведения о замеренной концентрации поллютантов в атмосфере за период с 1994–2014 гг. Установлены поллютанты, регулярно превышающие предельно допустимые концентрации (ПДК) во всех природных средах. Рассчитаны критерии, позволяющие определить ЭС каждого курорта.

Полученные данные свидетельствуют о достаточно сильном загрязнении всех природных сред курортов КМВ, что в рамках данной работы проиллюстрировано на примере Кисловодска (табл. 3). В данной статье более подробно приводится эколого-геохимическое состояние почв городских территорий, анализ которых позволяет оценить степень антропотехногенной нагрузки, выявить основные ЗВ, характерные для данной агломерации и наиболее загрязненные функциональные зоны (ФЗ). Поскольку почвы являются системой менее динамичной и более буферной, чем атмосферный воздух и при определенных условиях, характерных для конурбации КМВ, обладают способностью аккумулировать ЗВ, то степень и характер их загрязнения можно использовать как индикатор состояния приземных слоев воздуха.

Таблица 3

Уровень загрязнения природных сред Кисловодска

Природная среда	Показатель качества*	Значения показателя качества	Уровень загрязнения		Экологическая ситуация
			от	до	
Атмосфера	ИЗА	4,0-7,3	низкий	высокий	напряженная
Педосфера	$Z_ф$	10,5-108,1	допустимый	опасный	напряженная
Поверхностная гидросфера	ИЗВ	0,8-8,7	чистая	очень грязная	напряженная
	ЛПВ	1,7-20,9	повышенный		
Подземная гидросфера	ИЗВ	4,8-18,4	грязная	чрезвычайно грязная	критическая

*ИЗА – индекс загрязнения атмосферы; $Z_ф$ – показатель загрязнения почв комплексом металлов с употреблением фоновых массовых долей; ИЗВ – индекс загрязнения вод; ЛПВ – лимитирующий показатель вредности

Мониторинг грунтов осуществлялся на ключевых участках с глубиной отбора 0,1 м, то есть максимально трансформированный слой, непосредственно контактирующий с поверхностью. Пробы отбирались весной и осенью методом конверта 3×3 м на регламентируемых ФЗ: территории детских площадок, рекреационные и селитебные зоны, первые зоны санитарной охраны водоемов, вблизи крупных автомагистралей и железнодорожного полотна, на приусадебных участках и в промышленной зоне. Плотность отбора в рамках данного исследования составила 1 проба / 5 км^2, что допустимо, поскольку были обследованы все функциональные зоны курортов. Количество опытных площадок (ОП) составило: в Кисловодске – 14, Ессентуках – 14, Железноводске – 12, Пятигорске – 17. На каждой площадке отбиралась одна объединенная проба, составленная из 5 точечных. За время проведения ЭМ количество отобранных образцов составило: в Кисловодске – 168, Ессентуках – 168, Железноводске – 144, Пятигорске – 204. Химический анализ грунтов выполнялся по 21 показателю. Это вещества 1–2 класса опасности – Pb, Hg, Cd, Zn, Ni, Be, Cu, As, F; вещества с повышенным в почвах региона КМВ природным содержанием – Ba, Sr; индикаторы различного вида загрязнений

(нефтепродукты (НФ), фосфаты (Ф), Al, NH_4, NO_3, Se, Mn); показатели радиоактивности пород зоны аэрации (цезий-137, стронций-90); кислотность среды (pH).

Таблица 4

Геохимического суммарные показатели загрязнения грунтов курортов КМВ

Элемент	ПДК, мг/кг	Фон	Кларк	Средняя многолетняя концентрация, мг/кг			
				Железноводск	Ессентуки	Кисловодск	Пятигорск
Свинец	130	10	10	19	38,4	42,7	51,3
Кадмий	2	0,4	0,5	0,46	1,51	2,19	1,2
Ртуть	2,1	0,02	0,1	0,04	0,1	0,24	0,26
Цинк	220	52,5	50	62,5	103,5	127,7	125,3
Медь	132	12	20	18	58	76	63,4
Никель	80	24	40	24,5	28,5	60	64,5
$Z_П$	–	–	–	1,12	2,36	3,44	2,97
$Z_ф$	–	–	–	3,76	15,61	28,01	26,49
$Z_к$	–	–	–	0,98	8,54	13,90	12,42

Для оценки накопления тяжелых металлов и уровня их содержания рассчитывались геохимические суммарные показателя загрязнения $Z_ф$, $Z_п$ (с учетом ПДК), $Z_к$ (с учетом кларка). В расчете участвовали элементы 1-2 классов опасности – Pb, Hg, Cd, Zn, Ni, Cu. Результаты представлены в табл. 4. Согласно разработанной оценочной шкале [5], показатель загрязнения почв $Z_ф$ позволяет выделить зоны риска для здоровья населения. При $Z_ф$<16, категория загрязнения почв считается допустимой, при $Z_ф$ 16-32 умеренно опасной, при 32-128 – опасной, а при $Z_ф$>128 – чрезвычайно опасной.

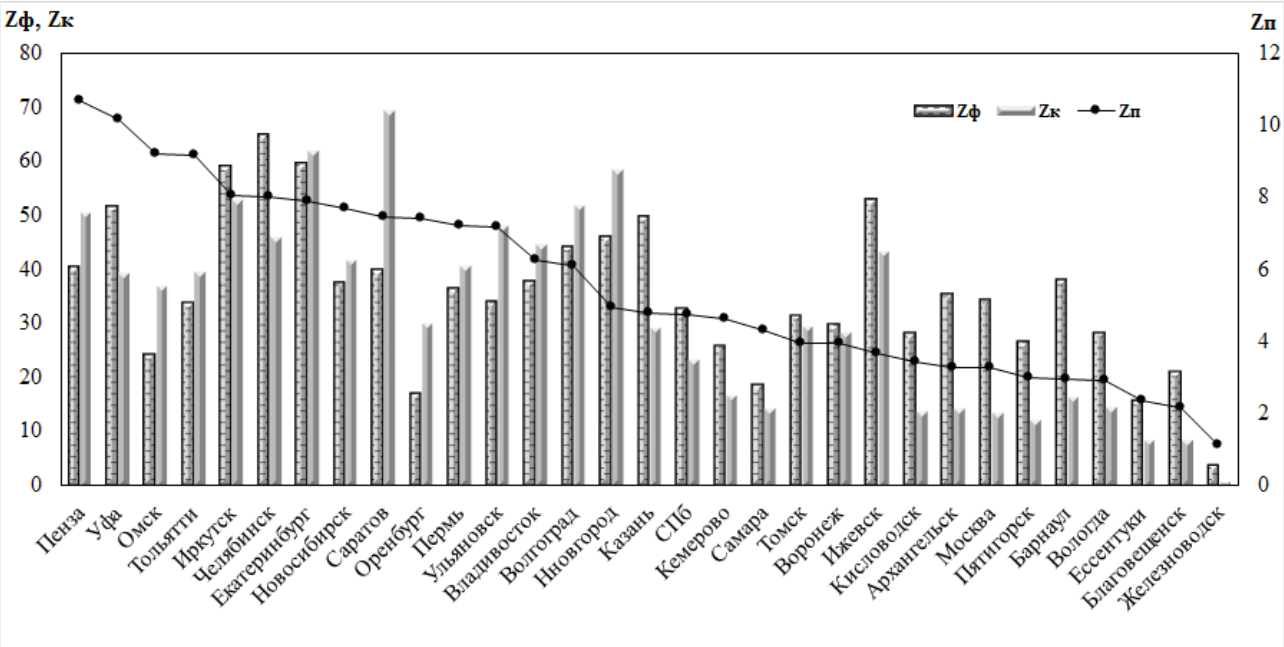


Рис. 1. Диаграммы величин оценочных показателей ($Z_п$, $Z_ф$, $Z_к$) загрязнения почв ряда городов РФ

Все определения проводились методом эмиссионного анализа в аккредитованной лаборатории аналитического центра г. Ессентуки, являющейся филиалом Государственного регионального центра стандартизации, метрологии и испытаний в г. Пятигорске**.** За фон принимались параметры грунта, отобранного на юго-востоке г. Кисловодска в курортном парке на горе Малое Седло с высотной отметкой 1219 м. Данная территория испытывает минимальное антропогенное воздействие и является автономной. Полученный аналитический материал был подвергнут статистической обработке

и сгруппирован по функциональным зонам в программных пакетах MS Excel. Почвенно-геохимическое картографирование выполнено в пакете CorelDRAW X6.

Средний уровень pH в исследованных грунтах составляет 7,6 единиц (слабощелочная реакция среды). При данной реакции среды [6] свинец имеет низкую относительную подвижность, цинк – очень низкую, а кадмий вообще не переходит в подвижное состояние. Грунты курортов КМВ хорошо сорбируют ТМ. По данным Кабата-Пендиас, первый период полуудаления ТМ сильно варьирует: для Zn – от 70 до 510 лет, для Cd – от 13 до 1100 лет, для Си – от 310 до 1500 лет и для Pb – от 740 до 5900 лет. Необходимо обратить внимание и на повышенное содержание в почвах курортов КМВ бария (до 2800 мг/кг) и стронция (до 450 мг/кг). В России опасность бария в почвах недооценена [7]. Его избыток, особенно в сочетании с повышенным стронцием, что свойственно почвам региона КМВ, может приводить к нарушению кальциевого обмена и тяжелому поражению костной системы.

На втором этапе исследования показатели геохимического загрязнения почв курортов КМВ сопоставлялись с аналогичными данными, рассчитанными для 27 крупных промышленных городов РФ с напряженным и критическим ЭС [8] (рис. 1).

Основной вывод сравнительного анализа: среднее содержание ЗВ в почвах курортов КМВ, за исключением Железноводска, соответствует их концентрации на территории ряда крупных промышленных городов с критическим ЭС.

Литература

1. Безуглая Э.Ю., Смирнова И.В. Воздух городов и его изменения. СПб.: Астерион, 2008. 254 с.

2. Селегей Т.С., Юрченко И.П. Потенциал рассеивающей способности атмосферы // География и природные ресурсы. 1990. № 2. С. 184.

3. Города России: энциклопедия / Гл. ред. Г.М. Лаппо. М.: Большая Российская энциклопедия, 1998. 559 с

4. Кисловодское месторождение углекислых минеральных вод: Системный анализ, диагностика, прогноз, управление / А.В. Малков, И.М. Першин, И.С. Помеляйко и др. М.: Наука, 2015. 283 с.

5. МУ 2.1.7.730-99. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест. М.: Минздрав России, 1999.

6. Ильин В.Б., Сысо А.И. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. 229 с.

7. Водяницкий Ю.Н. Нормативы содержания тяжелых металлов и металлоидов в почвах // Почвоведение. 2012. № 3. С. 368-375.

8. Помеляйко И.С., Помеляйко В.И. Комплексная антропотехногенная нагрузка на городскую территорию ряда крупных промышленных городов и курортов федерального значения России // Известия высших учебных заведений. Геология и разведка. 2016. № 1. С. 47-55.

УДК 631.42

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЭЛЕМЕНТНОГО АНАЛИЗА ДЛЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ ПОЧВ ВЫСОКИХ ШИРОТ

Попова Л.Ф., Левандовская Т.В., Шапчиц Ю.Л.

Северный (Арктический) федеральный университет имени М.В. Ломоносова, Архангельск, e-mail: lf.popova@narfu.ru; t.levandovskaya@narfu.ru

Элементный состав почв – первая и необходимая химическая характеристика почв, на которой базируется понимание свойств почв, их генезиса и плодородия. Без знания элементного состава почв глубокие почвенно-химические исследования невозможны.

В ходе почвообразовательного процесса соотношение элементов или остается постоянным, или закономерно изменяется. Анализ соотношения концентраций пар элементов позволяет получить принципиально важную и новую информацию о свойствах почв и протекающих в них процессах.

Гумусное состояние почв относится к числу важнейших диагностических признаков почв, отражающих развитие современных процессов почвообразования и плодородия, биологическую активность их. Для характеристики органического вещества почв в почвоведении широко используется вычисление мольных отношений пары C:N. Данное отношение характеризует обогащенность гумуса азотом и позволяет судить о некоторых особенностях гумусообразования. Градации почв по обогащенности гумуса азотом приведены в табл. 1 [1].

Таблица 1

Обогащенность гумуса азотом по отношению C:N [1, 2]

Показатель, единицы измерения	Уровень, характер проявления	Пределы величин
Обогащенность гумуса азотом по отношению C:N	очень высокая	< 5
	высокая	5–8
	средняя	8–11
	низкая	11–14
	очень низкая	> 14

Соотношение C:N может быть использовано для оценки экологического состояния территорий. Критерии экологической оценки почв по отношению C:N приведены в таблице 2 [3].

Таблица 2

Критерии оценки почв по соотношению C:N [3]

Показатель	Параметры		Относительно удовлетворительная ситуация
	Экологическое бедствие	Чрезвычайная экологическая ситуация	
Соотношение C:N в почвах	менее 4	4-8	8-20

В период с 1 июля по 20 июля 2015 г Северным (Арктическим) федеральным университетом имени М.В. Ломоносова совместно с ФГБУ «Северное УГМС» при финансовой поддержке Русского географического общества была осуществлена научно-исследовательская экспедиция «Арктический плавучий университет». Экспедиция выполнялась на научно-исследовательском судне «Профессор Молчанов»,

движение которого проходило по маршруту: Архангельск – Соловецкие острова – м. Белый Нос– о. Матвеев – бухта Варнека (о. Вайгач) – м. Желания (Новая Земля) – Оранские о-ва – о. Гукера (Земля Франца-Иосифа) – о. Нордбрук (Земля Франца-Иосифа) – о. Сосновец – Архангельск.

С целью проведения элементного анализа в ходе экспедиции нами на местах высадок по ходу следования судна отбирались образцы почв.

Отбор, хранение и транспортировка проб почв, отобранных для элементного анализа, осуществлялись в соответствии с ГОСТ 17.4.4.02-84 [4]. Элементный анализ был выполнен на CHNS-анализаторе EA-3000 в ЦКП НО «Арктика» на базе «Северного (Арктического) федерального университета имени М.В. Ломоносова» при финансовой поддержке Минобрнауки РФ (уникальный идентификатор работ RFMEFI59414X0004).

На основании полученных данных по содержанию углерода и азота в образцах (%) были вычислены величины мольных отношений.

Нитратный азот определяли фотометрическим методом согласно ПНДФ 16.1:2:2.2:3.67-10 [5].

Анализ экспериментальных данных показал, что содержание общего азота в проанализированных почвах колеблется от 0,002% до 2,662%, а углерода – от 0,356% до 40,06%.

Содержание нитратного азота в данных почвах колеблется от 0,89 до 394 мг/кг, что составляет 0,03–4,60% от общего азота. ПДК нитратного азота в почвах составляет 29,35 мг/кг, в почвах 25% пробных площадей (ПП) содержание нитратов превышает ПДК в 1,1–13,3 раз. Самое высокое содержание нитратов определено в почвах Малого Оранского острова (6,87 ПДК) и о. Нортбрук, м. Флора (13,3 ПДК). Это обусловлено тем, что ПП расположены под птичьими базарами, обогащающими почву аммонийным азотом, а процесс нитрификации, согласно некоторым исследованиям, в арктических почвах протекает даже при температуре ниже 0^0.

Мольные отношения C:N колеблются в пределах 3–427. Согласно табл. 1 обогащенность гумуса азотом на 5% ПП очень высокая, на 10% ПП – низкая, и на 85% ПП – очень низкая.

Проанализировав мольные отношения C:N (табл. 3), мы установили, что большинство исследованных почв имеют относительно удовлетворительную экологическую ситуацию.

Таблица 3

Мольные отношения C:N в почвах высоких широт

Место отбора	n (C) / n (N)
Югорский п-ов, мыс Белый Нос	3-21
Остров Матвеев	24-106
Остров Вайгач	16-34
Архипелаг Новая Земля	23-161
Архипелаг Земля Франца-Иосифа	14-427

Исключение составляет только одна почва разреза БН1 (Югорский п-ов, м. Белый Нос), где отмечается чрезвычайная экологическая ситуация, так как высокая степень обогащения гумуса азотом может привести к изменению пула бактериальных сообществ в сторону увеличения доли азотофиксирующих бактерий.

Повышенное мольное соотношение C:N наблюдается либо в горизонтах АО, представляющих собой малоразложившиеся органические остатки, либо в нижних горизонтах с малым содержанием органики.

Таким образом, почвы высоких широт с экологической точки зрения при рассмотрении показателя отношения пары азот-углерод в целом характеризуются относительно удовлетворительной экологической ситуацией.

Литература

1. Орлов Д. С. Химия почв: Учебник. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1985. 376 с.

2. Мартынова Н. А.. Химия почв: органическое вещество почв : учеб.-метод. пособие. Иркутск : Изд-во ИГУ, 2011. 255 с.

3. Приказ Министерства природных ресурсов и экологии РФ от 30 ноября 1992 г. «Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия». Министерство природных ресурсов и экологии РФ. URL: http://docs.cntd.ru/document/901797511.

4. ГОСТ 17.4.4.02-84. Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа: Введен в действие 1986-01-01. М.: Изд-во стандартов, 1985. 8 с.

5. ПНДФ 16.1:2:2.2:3.67-10. Количественный химический анализ почв. Методика измерений массовой доли азота нитратов в пробах почв, грунтов, донных отложений, илов, отходов производства и потребления фотометрическим методом с салициловой кислотой. М., 2010. URL: http://meganom.ru /Data2/1/4293794/4293794442/htm.

УДК 574.4 574.472

ДИНАМИКА ПОКАЗАТЕЛЕЙ БИОГЕОХИМИЧЕСКОГО КРУГОВОРОТА АЗОТА В ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ВОЗДУШНОЙ СРЕДЫ NO_x

Припутина И.В.

Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, Пущино, e-mail: irina.priputina@gmail.com

Оценка экологических рисков, связанных с загрязнением атмосферы техногенными оксидами азота (NO_x), входит в число актуальных задач охраны здоровья человека и окружающей среды во многих регионах мира [1, 2]. Биогеохимические аспекты проблемы дополнительного поступления азота в природные ландшафты с атмосферными выпадениями (с осадками и за счет сухого осаждения) связаны с активным вовлечением техногенных соединений азота в природные циклы биогенной миграции. Так, например, высокие уровни атмосферных нагрузок азота в Европе в 1970-1990-ые гг. привели к заметному росту продуктивности европейских лесов, и одновременно стали причиной ускоренной минерализации растительного опада и органического вещества лесных почв, изменений биоразнообразия лесных ландшафтов, усиления процессов денитрификации и вымывания нитратов в грунтовые воды [3, 4].

Начиная с 1970-х годов, повышенные выпадения азота были характерны и для многих промышленно-урбанизированных регионов России [5, 6]. На примере лесов Подмосковья, нами проанализированы данные о динамике основных показателей биогеохимического круговорота азота в лесах столичного региона за период 1960-2010, которые свидетельствуют об экологических изменениях в лесных биогеоценозах, сходных с нарушениями в европейских лесах [7]. В анализе использованы литературные данные и результаты полевых ландшафтно-геохимических исследований, выполнявшихся нами в разные годы в различных районах Московской области.

Имеющиеся данные свидетельствуют о 3-4-х кратном росте поступления минеральных соединений азота с атмосферными выпадениями в 1960-1990 гг. (с 3-6 кг N га$^{-1}$ в год до 10-20 кг N га$^{-1}$ в зависимости от близости к столичной агломерации). Увеличение азотных нагрузок происходило преимущественно за счет повышения уровня концентраций в осадках нитратов ($N\text{-}NO_3$), которые являются основным продуктом выведения техногенных NO_x из атмосферной миграции. Как следствие, изменилось фоновое соотношение поступающих форм азота. Если в 1960-х годах в выпадениях преобладали ионы аммония ($N\text{-}NH_4$), а нитраты часто были в следовых количествах, то к концу 1980-х годов соотношение в осадках нитратных и аммонийных форм в большинстве районов области изменилось в сторону преобладания $N\text{-}NO_3$ (при сохранении или небольшом повышении концентраций $N\text{-}NH_4$). В 1990-х годах уровни суммарной техногенной эмиссии поллютантов, и как следствие, их выпадений, снизились. Начиная с 2000-х годов, в столичном регионе вновь наметилась тенденция роста атмосферных выбросов NO_x, прежде всего, за счет возросшего количества автотранспорта. Исследования атмосферной поставки азота на территории области в 2009-2011 гг. [7] свидетельствуют о незначительном снижении (по сравнению с 1980-ми годами) суммарных концентраций азота в осадках при сохранении тенденции доминирования нитратов в составе атмосферных выпадений вблизи столичной агломерации и крупных автомагистралей. Сезонная динамика поступления техногенного азота с атмосферными выпадениями имеет относительно равномерный характер в течение года, и в большей степени зависит от локальных погодных условий, определяющих направление воздушных потоков от источников эмиссии. Как следствие, дополнительный азот

поступает в биогеоценозы вне зависимости от потребностей растительности, которые различны на разных сроках вегетации.

В отличие от азотных выпадений, запасы соединений азота в лесных почвах имеют выраженную сезонную динамику, что связано с характером поступления растительных остатков и активностью почвенной фауны и микробиоты. Так, мощность лесной подстилки, где происходит основное депонирование атмосферных поллютантов, в подмосковных лесах с преобладанием лиственных пород может изменяться в течение года от 3-5 до 1-2 см, или даже иметь фрагментарный характер в середине вегетации, когда происходит наиболее интенсивная минерализация органического вещества. Основные запасы почвенного азота сосредоточены в гумусовом горизонте, где его общее содержание ($N_{общ.}$) составляет в среднем 0,15-0,25% в зависимости от почв.

Распределение минеральных форм азота, доля которых не превышает 2-3% от суммарного пула, как правило, тоже имеет максимум в верхней части почвенного профиля. При этом динамика содержания минеральных соединений азота в лесных почвах в течение вегетации отличается высокой вариабельностью. Согласно нашим исследованиям [7], в разные сроки вегетации уровень концентраций минеральных соединений азота может изменяться в 3-10 раз. В лесных почвах элювиальных позиций содержание нитратов в гумусовом горизонте в среднем составляло 10-25 мг N/кг почвы. С глубиной концентрации $N\text{-}NO_3$, как правило, уменьшаются в 2-3 раза, хотя было отмечено и обратное распределение с максимумом на глубинах ниже 60 см. Содержание аммонийных форм азота составляло в среднем 5-15 мг N /кг почвы. В большинстве исследованных почв были отмечены сопоставимые количества нитратного и аммонийного азота, что не характерно для фоновых лесных почв, где доступный пул минерального азота представлен преимущественно обменным аммонием, а нитраты часто присутствуют лишь в следовых количествах. Именно такие соотношения указывались и для лесных почв Подмосковья в литературе, опубликованной в 1960-1970-х годах. Но в пробах почв, отобранных нами в 1989-92 гг. в период максимальных азотных выпадений, соотношение $N\text{-}NO_3/N\text{-}NH_4$ в среднем было выше 1, а в пробах 2009-2015 гг. были примерно равные концентрации нитратов и обменного аммония или аммоний незначительно преобладал.

Следует отметить, что депонирование азота атмосферных выпадений в снежном покрове и последующие радиальный и латеральный вынос талых вод могут быть причиной миграции поллютантов в глубокие слои почв и вымывания в сопряженные ландшафты. При этом глубокие корневые системы деревьев способствуют повторному возвращению в биогенный круговорот значительной части минеральных соединений азота, вымываемых с почвенно-грунтовым стоком.

Таблица

Среднее содержание соединений азота и коэффициенты биологического накопления ($К_б$) в различных фракциях фитомассы

Фракция фитомассы	$N_{общ.}$, %	$К_б$ ($N_{общ.}$)	$N\text{-}NH_4$, г/кг	$К_б$ ($N\text{-}NH_4$)	$N\text{-}NO_3$, г/кг	$К_б$ ($N\text{-}NO_3$)
Ветви	0,75-0.8	15	0,1	20	0,35-0,4	65
Хвоя	1,1-1,15	25	0,15-0,2	25	0,65-0,7	90
Листва	1,9-2,0	28	0,25-0,3	33	1,15-1,25	125
Напочвенный покров	1,9-1,95	30	0,2-0,25	55	1,1-1,2	175

Анализ содержания соединений азота в древесной растительности показал значимое различие в содержании органического азота в хвойных и лиственных породах (табл.). Листья содержат азота в среднем в 1,5 раза больше, чем хвоя. Концентрации азота в ветвях близки для хвойных и лиственных пород. Содержание минеральных со-

единений азота в древесной растительности характеризуется низкими значениями. Растения напочвенного покрова по этим показателям близки листве.

Для характеристики интенсивности закрепления соединений азота в фитомассе были рассчитаны коэффициенты биологического поглощения ($К_б$). Полученные результаты показали активное закрепление в фитомассе древостоя нитратов, что не характерно для фоновых лесов, где растительность «ориентирована» на аммонийные формы азотного питания и легкогидролизуемые органические соединения. Во всех фракциях фитомассы $К_б(N\text{-}NO_3)$ были выше аналогичных показателей для $N_{общ.}$ и $N\text{-}NH_4$.

С учетом данных о распределении нитратных и аммонийных форм азота в почвах, полученные результаты фитогеохимического опробования могут служить косвенным подтверждением наличия в исследуемых лесах Подмосковья доступного пула азота в форме нитратов, который активно вовлекается в биогенный круговорот древесным ярусом и напочвенным покровом. На наш взгляд, наиболее вероятным источником дополнительного азотного питания для лесных фитоценозов столичного региона является азот атмосферных выпадений. Выявленные нами количественные изменения в динамике биогеохимических показателей подтверждаются данными многолетнего геоботанического мониторинга видового состава лесов Подмосковья, проводимого сотрудниками Института лесоведения РАН, результаты которых свидетельствуют о тренде эвтрофирования лесных фитоценозов.

Работа выполнена в рамках исследований по теме госзаказа №0120-2014-0008 и проекта РФФИ и Министерства инвестиций и инноваций Московской области №14-45-03610.

Литература

1. Dentener F., Stevenson D., Ellingsen K. et al. The global atmospheric environment for the next generation // Environmental Science & Technology. 2006. Vol. 40. P. 3586–3594.

2. Sutton M., Howard C., Erisman J.W. et al. The European nitrogen assessment: sources, effects, and policy perspectives. Cambridge University Press, 2011.

3. Solberg S., Dobbertin M., Reinds G.J. et al. Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: A stand growth approach // Forest Ecology and Management. 2009. Vol. 258. P. 1735-1750.

4. Bobbink R., Hormung M., Roelofs J.G. The effects of air-born nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation // Journal of Ecology. 1998. Vol. 86. P. 717-738.

5. Соколовский В.Г. Атмосферный воздух России // Использование и охрана природных ресурсов в России. 2004. №6. С. 88–100.

6. Безуглая Э.Ю., Завадская Е.К., Ивлева Т.П., Смирнова И.В. Тенденции и динамика загрязнения природной среды Российской Федерации на рубеже XX – XXI века. Аналитический обзор. М.: Метеоагенство, 2007.

7. Припутина И.В. Трансформация биогеохимических циклов азота в лесах промышленно-урбанизированных регионов // Труды биогеохимической лаборатории. Т. 25. М.: ГЕОХИ РАН, 2016. С. 116-124.

УДК 504.5:556.55(470.324-25)

ПОВЕРХНОСТНЫЙ СТОК – ПРИЧИНА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ Г. ВОРОНЕЖА

Прожорина Т.И., Куролап С.А., Якунина Н.И.
Воронежский государственный университет, Воронеж, e-mail: coriandre@rambler.ru

Основными источниками загрязнения водных объектов считаются бытовые и производственные загрязненные сточные воды, очистке и обезвреживанию которых в настоящее время уделяется большое внимание. Сброс в водоемы без предварительной очистки сточных вод этих категорий в нашей стране запрещен.

Однако существует достаточно большая по объему категория сточных вод с городских застроенных территорий, до настоящего времени в большинстве случаев не подвергающаяся очистке перед сбросом, но оказывающая при этом существенное влияние на гидрохимическое состояние водоемов. К этой категории сточных вод относятся талые и дождевые сточные воды.

Сбросы в водные объекты загрязнений через выпуски ливневой канализации городов имеют эпизодический характер, но могут значительно изменить химический состав воды в периоды выпадения дождя или таяния снега. Во время ливня в водный объект с поверхностным стоком попадает масса взвешенных веществ, в 10 раз превышающая массу загрязнений, направляемую на станцию очистки бытовых стоков в течение суток.

К основным крупным водным объектам г. Воронежа относятся река Дон и Воронежское водохранилище, которые являются источником технического водоснабжения многочисленных промышленных предприятий и сельскохозяйственных объектов. В связи с этим вопрос о сохранении чистоты крупнейших и значимых водных объектов стоит достаточно остро.

В настоящее время остро стоят проблемы, связанные со сбросом с территорий населенных пунктов загрязненных ливневых и талых вод в водные объекты и на рельеф местности. Отсутствие систем ливневой канализации и очистных сооружений для очистки ливневых стоков в районных центрах и в г. Воронеже приводит к поступлению в водные объекты значительного количества взвешенных веществ, нефтепродуктов, хлоридов, тяжелых металлов, особенно в паводковый период.

Результаты многочисленных анализов талых и ливневых вод, поступающих в реку Дон и Воронежское водохранилище, показывают, что превышение ПДК для водных объектов рыбохозяйственного значения наблюдается по 3-8 из 10 контролируемых показателей. Причем наиболее часто регистрируются превышения допустимых значений по нефтепродуктам (100% проб), железу (100% проб) и аммонию (90% проб), что позволяет выделить их как основные городские загрязнители, наиболее сильно влияющие на качество поверхностных вод в пределах города. Высокое содержание нефтепродуктов и железа существенно деформирует водную экосистему и опасно для человека. Поэтому необходимо уделять особое внимание вопросам снижения их концентрации [1].

Основными загрязняющими компонентами поверхностного стока, формирующегося на селитебных территориях, являются продукты эрозии почвы, смываемые с газонов и открытых грунтовых поверхностей, пыль, бытовой мусор, вымываемые компоненты дорожных покрытий и строительных материалов, хранящихся на открытых складских площадках, а также нефтепродукты, попадающие на поверхность водосбора в результате неисправностей автотранспорта и другой техники [2].

Цель данной работы заключалась в сравнении результатов химического анализа поверхностного стока с селитебных территорий г. Воронежа с нормативами для сброса стоков в водные объекты рыбохозяйственного значения.

02.03. 2015 г. авторами работы были отобраны пробы поверхностного стока, из них 1 проба – в «условно чистой» городской зоне (фон), 1 проба – в транспортной зоне и 3 пробы – в селитебных зонах г. Воронежа с разным характером застройки, которые условно разбиты на 3 подзоны:

- жилая ЦИ – центральная историческая часть города, включая общественно-деловую застройку и старую 5-тиэтажную застройку;
- жилая СП – кварталы с современной многоэтажной застройкой;
- жилая ЧС – частный сектор, преимущественно одноэтажная жилая застройка.

Химический анализ приоритетных загрязняющих веществ в пробах поверхностного стока проводился в учебной эколого-аналитической лаборатории факультета географии, геоэкологии и туризма Воронежского госуниверситета с применением следующих методов анализа: титриметрический (хлориды, сульфаты, гидрокарбонаты); потенциометрический (pH); колориметрический (общее железо, аммонийный азот, нитриты и нитраты); весовой (взвешенные вещества); флуориметрический (нефтепродукты); расчетный (общая минерализация) [3]. Результаты химического анализа проб поверхностного стока с селитебных территорий приведены в табл. 1.

Таблица 1

Сравнение концентраций загрязняющих веществ в талом стоке с ПДК

Показатель	Проба №1 (фон)	Проба №2 (жилая ЧС)	Проба №3 (жилая ЦИ)	Проба №4 (жилая СП)	Проба №5 (транс-портная)	ПДК рыбхоз., мг/л
pH	7,16	7,66	7,19	7,15	7,85	6,5-8,5
общая минерализация, мг/л	171,56	873,31	359,96	1007,6	2703,2	1000
взвешенные вещества, мг/л	42,0	579,5	122,5	1552,0	2477,5	Фон+ 0,75
общая жесткость, ммоль/л	0,77	1,73	2,34	2,64	3,79	7
гидрокарбонаты, мг/л	43,56	59,4	23,76	61,38	71,28	400
сульфаты, мг/л	21	31	32	36	55	100
хлориды, мг/л	14,86	297,14	54,47	348,31	964,04	300
железо общее, мг/л	0,06	0,44	0,30	0,08	0,22	0,1
аммонийный азот, мг/л	0,31	1,85	2,49	5,54	2,82	0,5
нитриты, мг/л	0,39	2,26	2,87	2,34	4,15	0,08
нитраты, мг/л	11,75	91,75	133,63	108,0	511,75	40
нефтепродукты, мг/л	0,205	1,93	0,244	0,210	3,663	0,05

Анализ результатов позволил установить, что из 12 контролируемых показателей в талом стоке , 8 превышают уровень ПДК в несколько раз. Так, например, содержание:

- общего железа от 2,2 (в транспортной зоне) до 4,4 раза (жилая ЧС);
- аммонийного азота от 3,7 (жилая ЧС) до 11,08 раза (жилая СП);
- нитритов от 4,48 (фон) до 51,88 раза (транспортная зона);
- нитратов от 2,7 (жилая СП) до 12,79 раза (транспортная зона);
- хлоридов от 1,0 (жилая ЧС) до 3,21 раза (транспортная зона);
- общая минерализация от 1,0 (жилая СП) до 2,7 раза (транспортная зона);
- нефтепродуктов от 4,1 (фон) до 73,26 раза (транспортная зона).

Также следует отметить, что всех пробах талого стока содержится значительное количество взвешенных веществ, что превышает фоновую пробу в 59 раз – транспортная зона; в 37 раз – жилая СП; в 13,8 раз – жилая ЧС; в 2,9 раза – жилая ЦИ.

На основании проведенных исследований можно сделать выводы:

1. Поверхностный сток является причиной загрязнения водных объектов г. Воронежа, так как основные компоненты его химического состава во много раз превышают ПДК для водных объектов рыбохозяйственного значения.

2. По степени загрязнения поверхностного стока с селитебных территорий г. Воронежа их можно расположить в следующий убывающий ряд:

транспортная зона > жилая СП > жилая ЧС> жилая ЦИ > фоновая зона.

Работа системы отвода и очистки поверхностного стока с территории города должна обеспечивать качество воды в водных объектах-водоприемниках, соответствующее требованиям санитарных норм. При невозможности строительства в городе большого количества очистных сооружений необходимой эффективности и производительности одним из направлений достижения требований санитарных норм по качеству воды в открытых водных объектах является снижение уровня загрязненности в месте формирования и поступления поверхностных вод в систему.

Таким образом, решение данной проблемы – это установка очистных сооружений для очистки талых и дождевых сточных вод с селитебных территорий и промышленных площадок непосредственно перед выпусками ливневой городской канализации в водные объекты.

Литература

1. Доклад о государственном надзоре и контроле за использованием природных ресурсов и состоянием окружающей среды Воронежской области в 2013 году. Воронеж, 2014. 73 с.

2. Рекомендации по расчету систем сбора, отведения и очистки поверхностного стока с селитебных территорий, площадок предприятий и определению условий его выпуска в водные объекты. М. : НИИ ВОДГЕО, 2006. 62 с.

3. Прожорина Т.И., Каверина Н.В., Никольская А.Н. и др. Эколого-аналитические методы исследования окружающей среды: учебное пособие. Воронеж: Истоки, 2010. 304 с.

УДК 631.4; 504.05

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В СИСТЕМАХ «СУБСТРАТ-ВОДЫ» И «ОГОРОДНЫЕ ПОЧВЫ-КУЛЬТУРНЫЕ РАСТЕНИЯ» ГОРНОПРОМЫШЛЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО АЛТАЯ

Пузанов А.В., Бабошкина С.В., Горбачев И.В., Рождественская Т.А.
Институт водных и экологических проблем СО РАН, Барнаул,
e-mail: svetlana@iwep.ru; puzanov@iwep. ru

В связи с возрастающим воздействием на природу горнорудной промышленности проблема техногенного загрязнения компонентов сопряженных ландшафтов тяжелыми металлами в ряде регионов мира приобретает характер национального бедствия. Воздействие кислых сульфатных вод, образующихся при вторичном минералообразовании из первичных сульфидов, приводит к значительной трансформации и изменению физико-химических свойств почв, сопредельных с объектами горнопромышленного производства, что приводит и к постепенной деградации их растительного покрова. На территории Российской Федерации большинство заброшенных хвостохранилищ находятся в иссушенном состоянии. По мнению многих специалистов, они представляют бóльшую экологическую опасность для окружающей среды, чем функционирующие предприятия, поскольку являются источником долгосрочного неконтролируемого поступления тяжелых металлов и агрессивных сульфатных вод в окружающую среду.

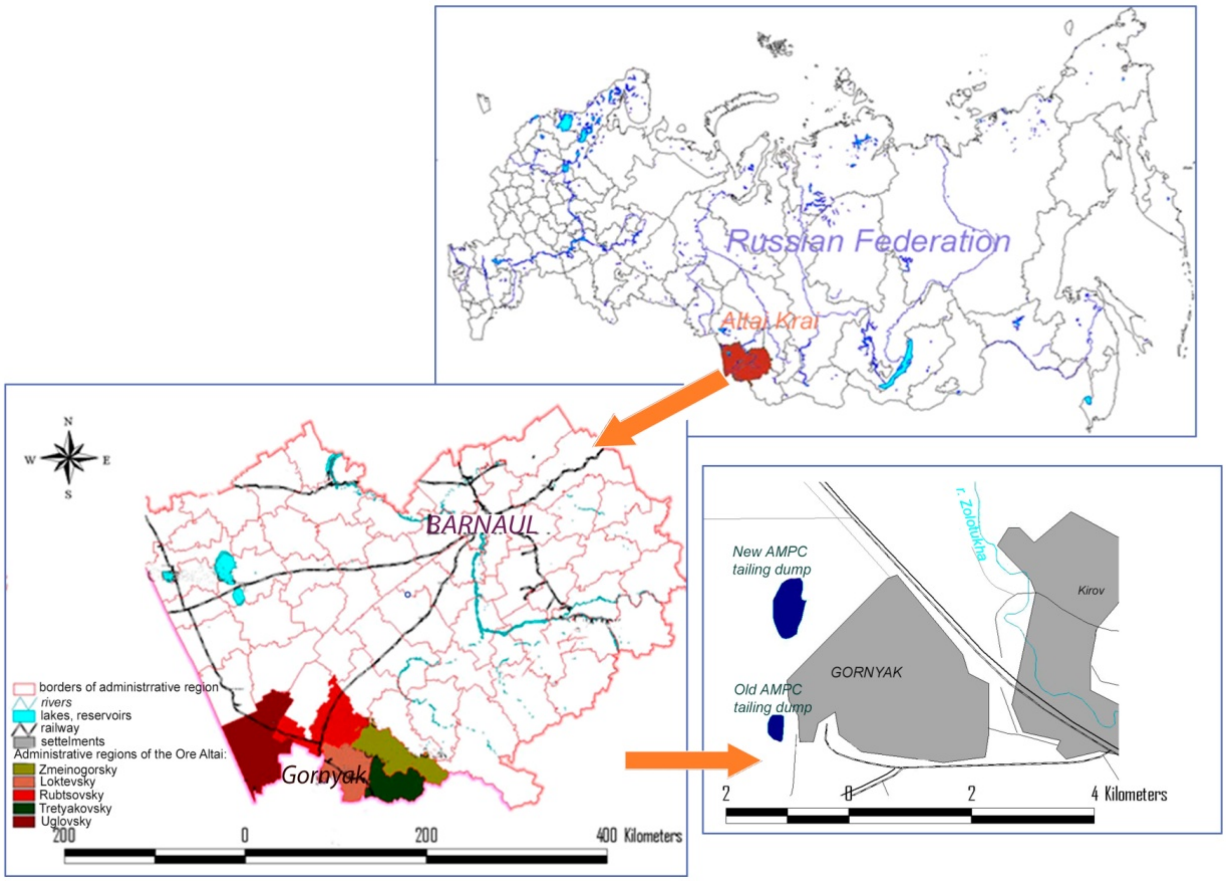


Рис. 1. Район исследования. Россия, Алтайский край. Районы Рудного Алтая. Расположение отвалов Алтайского ГОКа

На Алтае основные запасы медно-свинцово-цинковых руд сосредоточены в переходной зоне горных сооружений Северо-Западного Алтая. Более 50 лет руды с ряда многочисленных месторождений перерабатывались на Алтайском горно-

обогатительном комбинате (АГОК), здесь получали концентраты свинца и цинка. За время работы комбината вблизи промышленного города Горняк было создано два больших хвостохранилища общей площадью около 1 км^2 и объемом 11 млн м^3 (рис. 1). После закрытия АГОКа в 1995 г. одной из главных экологических проблем для прилегающих к отвалам территорий в условиях преимущественно засушливого климата Северо-Западного Алтая стало распространение пыли, мелких частиц отработанной руды, кристаллов солей и вторичных минералов, насыщенных тяжелыми металлами, с поверхности иссушенных хвостохранилищ.

Цель исследования – изучить влияние техногенных ландшафтов на микроэлементный состав различных компонентов окружающей среды Северо-Западного Алтая. Поскольку в организм человека тяжелые металлы поступают в основном с растительной пищей было проведено изучение загрязнения тяжелыми металлами системы «огородные почвы-овощные культуры» в г. Горняке, который на ¾ занят частным сектором. На наш взгляд, такое исследование является одним из наиболее рациональных способов связать состояние ландшафтов, подверженных техногенному воздействию, и здоровье местного населения.

Объектами исследования являлись: субстрат отвалов АГОКа, воды озер на поверхности отвалов АГОКа, снеговой покров (фильтрат и водная фаза), лизиметрические воды отвалов, а также огородные почвы и морковь, выращиваемая на частных подворьях в городе Горняк.

Поверхностное опробование материала хвостохранилищ (20 проб) осуществляли в радиальном направлении с глубины 0-30 см. Для исследования процесса аэрогенной миграции основных поллютантов было проанализировано загрязнение снежного покрова в районе АГОКа (11 пунктов). Образцы снежного покрова отбирали в марте, на всю его мощность. Фиксировалась площадь шурфа и время снегостава. Отобранные пробы снега растапливали и отфильтровывали. Содержание тяжелых металлов в снеге определялось отдельно в твердом остатке и в водной фазе.

Образцы огородных почв и моркови (24 пробы) в г. Горняке отбирались во дворах домов, расположенных по параллельным улицам, расходящимся от эпицентра воздействия (хвостохранилищ АГОКа) на различном расстоянии и равноудаленным друг от друга. Корнеплоды тщательно мыли, ополаскивали дистиллированной водой, определяли влажность. Навески сухой массы моркови (10-15 г) подвергали озолению в муфельной печи в фарфоровых тиглях при температуре 600°С в течение 4 ч. Рассчитывали зольность сухого вещества, выполняли перерасчет зольности и перерасчет концентрации элемента на сырую массу, для сравнения с ПДК в овощах.

Химические элементы (Cu, Zn, Pb, Cd, а также As, Ba, Fe) в водах, огородных почвах г. Горняка и моркови определяли методом атомной адсорбции в Аналитическом центре Института Геохимии и минералогии СО РАН и в химико-аналитическом центре ИВЭП СО РАН на спектрометре Percin Elmer модель Zeeman HGA-60, с пламенной и электротермической атомизацией. В образцах техноземов хвостохранилищ, почв сопряженных ландшафтов, твердом остатке снега содержания этих же элементов измеряли плазменно-спектральным методом (аргоновый двухструйный плазмотрон, система регистрации – спектрограф ДФС8) в Институте почвоведения и агрохимии СО РАН.

Статистическая обработка результатов проводилась стандартными методами.

В ходе исследования было установлено, что в субстратах, водах, растениях техногенных ландшафтов обнаружены повышенные и аномально высокие (относительно фона и нормативных величин) концентрации основных рудных (Cu, Zn, Pb) и сопутствующих (Cd, As, Ba, Fe) химических элементов.

Так, концентрации Cu в субстратах отвалов превышают фоновые величины до 1000 раз, Pb – до 500 раз, Zn – до 200 раз, Cd до 100 раз, As – до 45 раз. Проведенные ис-

следования химического состава отвалов АГОКа показали не только исходящую от них экологическую опасность, но и целесообразность проведения вторичной добычи Cu, Zn, Pb (табл.). Их концентрации здесь достигают десятков г на кг субстрата или единиц % – это как раз те содержания, начиная с которых добыча металлов считается рентабельной.

Таблица 1

Пределы колебаний содержания (мг/кг) и расчетное количество запасов (тыс. т) основных рудных элементов – меди, цинка, свинца – в хвостохранилищах АГОКа

Элементы	Старое хвостохранилище		Новое хвостохранилище	
	Содержание	Запасы	Содержание	Запасы
Cu	970-7350	17	540-27000	111
Zn	350-12170	26	700-16570	95
Pb	850-2800	10	150-10700	64

В результате исследования состояния снежного покрова в районе АГОКа было установлено, что в твердой фазе снега на поверхности хвостохранилищ АГОКа и на сопредельных участках содержание Zn, Pb, As и Ba превышает ОДК для почв в среднем в 10 раз, Cu – в 7 раз, Cd в 3 раза. Фильтрат снега с поверхности хвостохранилища характеризуется повышенным содержанием водорастворимого Cd (до 44 мкг/л или 44 ПДК в.х.) и Zn – (до 1580 мкг/л или 1,5 ПДК в.х.), но сравнительно низким содержанием водорастворимого свинца, поскольку различные соединения Pb обладают меньшей растворимостью. По результатам наших исследований, вода временных водоемов на поверхности хвостохранилища характеризуется агрессивной средой (pH=2-3) и неблагоприятным для существования живых организмов химическим составом. Содержание Pb в воде этого озера превышает ПДКв.х. [1] в 2,5 раза и составляет 79 мкг/л, Ni – в 6 раз (0,62 мг/л), Co – в 10 раз (1 мг/л), Cu –в 52 раза (52,3 мг/л), Zn – в 250 раз (254 мг/кг), Cd – в 940 раз (0,94 мг/л) и Fe – в 1000 раз (304 мг/л).

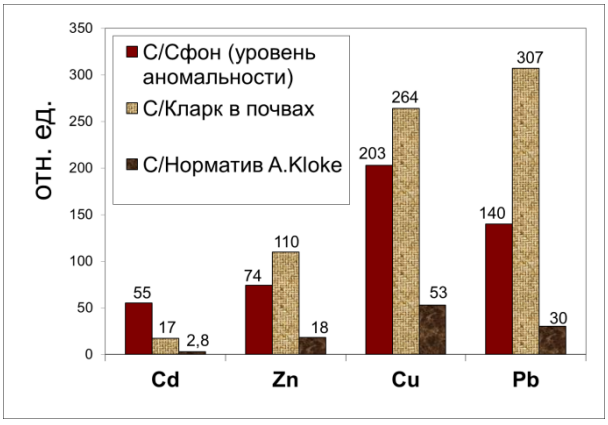


Рис. 2. Отношения концентраций основных рудных (Zn, Cu, Pb) и сопутствующих (Cd) металлов в субстрате отвалов АГОКа к фоновым содержаниям, кларку, нормативу A.Klocke. Cd<Zn<Pb<Cu

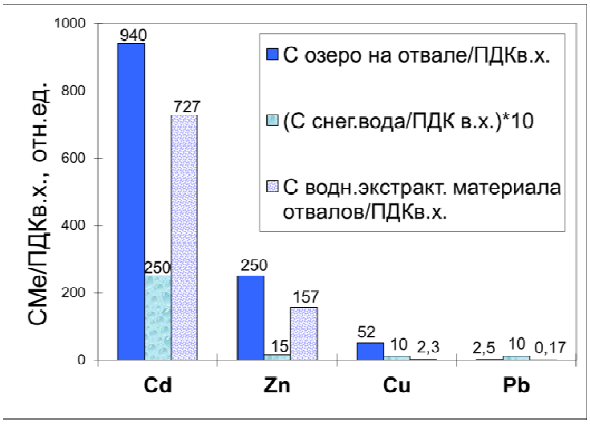


Рис. 3. Отношения концентраций металлов в поверхностных, снеговых водах и материале экстракта отвалов АГОКа к ПДКв.х.

На основе данных о содержании основных рудных и сопутствующих элементов в материале отвалов АГОКа, в снеге и в озере с поверхности отвалов нами были рассчитаны параметры уровня аномальности (т.е. концентрации металлов были приведены к фоновым содержаниям), а также отношения концентраций к кларку и к нормативам (отечественным ОДК [2] и зарубежным – [3]). Оказалось, что в твердых компонентах

техногенных ландшафтов (в материале самих субстратов, в снеговой пыли) отношения концентрации меди и свинца к фону, кларку и нормативам, заметно выше, чем превышения фоновых, кларковых и нормативных концентраций кадмия и цинка (рис. 2). Наоборот, в жидких средах (лизиметрические, поверхностные, снеговые воды) ряд отношений элементов к их нормативам и фоновым значениям, сдвинут в сторону более лабильных и легко выщелачиваемых элементов – цинка и кадмия (рис. 3). То, что при окислительном растворении сульфидов в хвостохранилищах Zn и Cd более интенсивно переходят в раствор, чем Pb и Cu, подтверждается экспериментальными данными в работах [4, 5]. Совместная миграция цинка и кадмия объясняется их изоморфизмом и геохимическим сродством [4].

Содержание основных рудных металлов (Cu, Zn, Pb) в огородных почвах приусадебных участков г. Горняк превышает региональный фон – концентрации в черноземах обыкновенных Северо-Западного Алтая [6]. В 6 из 10 образцов огородных почв г. Горняка обнаружено превышение ОДК по цинку, до 1,7 раза, что составляло 382 мг/кг. Кроме того, в одной пробе почвы содержание меди достигает ОДК и составляет 130 мг/кг.

В результате проведенных исследований было установлено, что концентрация основных рудных и сопутствующих элементов в огородных почвах г. Горняк увеличивается по мере приближения участков к источнику загрязнения. Однако, наиболее насыщенная (но не выше ПДК [7] и среднемировых величин в корнеплодах [8]) тяжелыми металлами (особенно Cu, Pb, Cd) овощная продукция в г. Горняк была выращена на огородах, расположенных не вблизи отвалов, а на некотором удалении от них: в центральной и северо-восточной частях города. Объяснение этому может быть следующее. Аэрогенная миграция металлов (преимущественная форма миграции в условиях засушливого климата Северо-Западного Алтая) в составе тонкодисперсных фракций отвалов АГОКа (кристаллов солей, вторичных минералов), являющихся носителем подвижных и доступных растениям форм металлов, происходит на бóльшие расстояния, чем воздушный перенос металлов в составе более грубых фракций (мелких обломков горных пород). Последнее обеспечивает насыщение металлами (валовыми формами) почв участков, близко расположенных к отвалам.

Литература

1. Беспамятнов Г.Н., Кротов Ю.А. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Л.: Химия, 1985. 528 с.

2. Ориентировочно допустимые концентрации тяжелых металлов и мышьяка в почвах. Гигиенические нормативы 2.1.7.020-94. М., Госкомсанэпиднадзор России. 1995. 6 с.

3. Kloke A. Richtwerte'80. Orientirungsdaten fur tolerierbare einiger Elemente in Kulturbӧden // Mitteilungen des VDLUFA. 1980. H.1-3.S.9.

4. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов: Справочник / Под ред. Э.К. Буренкова. М.: Недра, 1996.

5. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрея-2000, 1999. 768 с.

6. Рождественская Т.А. Тяжелые металлы в почвах и растениях юго-западной части Алтайского края. Дисс. канд. биол. наук. Новосибирск, 2003. 116 с.

7. Габович Р.А., Припутина Л.С. Гигиенические основы охраны продуктов питания от вредных химических веществ. Киев: Здоровье, 1987. 246 с.

8. Кабата-Пендиас А. Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.

УДК 631.47

РОЛЬ ГЕОХИМИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ МОРЯ НА ФОРМИРОВАНИЕ БУРОЗЕМОВ ПОБЕРЕЖЬЯ ОСТРОВА РИКОРДА (ЗАЛИВ ПЕТРА ВЕЛИКОГО, ПРИМОРСКИЙ КРАЙ)

Пшеничников Б.Ф.(1), Пшеничникова Н.Ф.(2)

(1) *Дальневосточный федеральный университет, Владивосток, e-mail: bikinbf@mail.ru*
(2) *Тихоокеанский институт географии ДВО РАН, Владивосток, e-mail: n.f.p@mail.ru*

Среди проблем островного почвообразования наименее изучена специфика формирования буроземов на островных территориях юга Дальнего Востока (ДВ), в частности, на островах залива Петра Великого (ЗПВ). Остров Рикорда, по мнению С.В. Зонна [1], является «типичным объектом для проведения исследований по выяснению особенностей выветривания и почвообразования. Здесь оно происходит в условиях постоянно высокой влажности воздуха, заплески волн смачивают обнажения прибрежных пород, и коры выветривания формируются под их непосредственным воздействием. В прибрежной части острова импульверизационное и капельное увлажнение охватывает всю толщу обнажающихся почв и коры выветривания». В результате этого в составе атмосферных осадков прибрежных районов возрастает содержание хлора, натрия, магния и других ионов, а по мере удаления от берега оно уменьшается. С.В. Зонн одним из первых обратил внимание на геохимическое воздействие моря на процессы почвообразования прибрежных и островных территорий Японского моря. С учетом этого влияния он предложил выделять их как «прибрежно-островную зону» с характерным для нее «гидротермически-импульверизационным режимом» [1] почвообразования.

Анализ литературных данных по химическому составу атмосферных осадков над континентальной и океанической частями ДВ, динамике химического состава почвенных растворов свидетельствует о их влиянии на генезис и географию буроземов ДВ [2].

Цель данного исследования – показать геохимическое влияние моря на формирование приокеанических буроземов острова Рикорда.

Площадь острова Рикорда составляет 492 га. Он – четвертый по величине в заливе Петра Великого; простирается на 4,4 км с северо-востока на юго-запад с возвышенностями: на северо-востоке до 178 м н.у.м. и на юго-западе до 90-115 м н.у.м. В центральной части он разделен седловиной с абсолютной высотой около 25 м. Сложен эффузивными породами, в наиболее высоких частях острова, перекрытых кварцевыми порфирами. Остров характеризуется высоким биоразнообразием, обусловленным, с одной стороны, наличием дериватов растительности материковой части южного Приморья, а с другой – островной спецификой приокеанического климата [3]. Почти половина его площади покрыта лесами, преимущественно дубовыми и липовыми с участием березы черной и маньчжурской, диморфанта, маакии амурской, ясеня маньчжурского, бархата амурского, граба сердцелистного и др. Обезлесенная срединная часть острова занята в основном закустаренными гмелинополынниками с редким возобновлением ясеня носолистного, липы амурской, березы даурской и других пород деревьев. Среди кустарников широко распространены шиповник Максимовича и леспедеца двухцветная.

Почвенный покров гористой части острова характеризуется большим разнообразием и включает буроземы типичные, буроземы оподзоленные, буроземы темные, буроземы темные иллювиально-гумусовые, неполноразвитые буроземы. На заболоченных бессточных ложбинах под осоково-разнотравными лугами формируются лугово-болотные почвы в комплексе с торфяниками. На низменных приморских участках распространены засоленные маршевые почвы. В ряде мест на острове Рикорда буроземы формируются на желтоцветных и красноцветных реликтовых корах выветривания. Морфологическое строение и физико-химические свойства буроземов, сформировав-

шихся на желтоцветных корах выветривания, рассмотрены ранее С.В. Зонном [1]. Сведения о буроземах, развитых на красноцветных корах выветривания, отсутствуют, что определило их как объект наших исследований.

Рассматриваемые буроземы выделены нами на обнажении побережья бухты Восточная. В пределах их профиля прослеживается резко выраженная дифференциация по окраске. Верхняя часть (мощностью 40 см) представляет собой современный элементарный почвенный профиль (ЭПП) с преобладанием серой, буровато-серой окраски, а нижняя часть (от 40 до 200 см) представляет собой реликтовую красноцветную кору выветривания. Согласно современным представлениям [4], их следует рассматривать как простые полигенетичные буроземы, совмещающие в почвенном профиле разновозрастные типы почвообразования, т.е. наличие в почвенном профиле реликтовых и современных признаков почвообразования.

Приводим морфологическое описание одного из разрезов, характеризующее простые полигенетичные буроземы на красноцветной коре выветривания острова Рикорда.

Разрез 50-09 заложен на побережье центральной части бухты Восточная острова Рикорда, в 5-7 м от обрыва к морю на выположенном склоне восточной экспозиции крутизной 8°. Абсолютная высота около 60 м над уровнем моря. Растительность: полынно-разнотравная. В травостое (проективное покрытие до 80%, высота 50-60 см) преобладают (в порядке убывания): полыни Гмелина и Сиверса, сосюрея хорошенькая, патриния; в кустарниковом ярусе (проективное покрытие 30-40%) – шиповник Максимовича. Единично наличие возобновления древостоя – груши.

О 0-2 см. Подстилка, состоящая из грубого (практически неразложившегося) опада – преимущественно веточек шиповника и стеблей полыни Гмелина, есть включения скелета размером 0,3-2,5 см (до 10% от объема), переход резкий.

AY 2-14(18) см. Темновато-серый, сухой, мелкокомковато-порошистый, тяжелосуглинистый, рыхлый, густо переплетен корешками растений, включения частичек древесного угля, скелет размером 1-2,5 см составляет до 15% от объема, переход, ясный, языковатый.

AYEL 14(18)-28 см. Серовато-белесый, свежий, тяжелосуглинистый, структура мелко-комковатая, обломки породы (30-40% от объема) размером до 5-7 см, включения единичных частичек древесного угля, плотный, переход постепенный.

BMC 28-40 см. Неоднородный по окраске: сочетание желтовато-серого и красного цвета, свежий, глинистый, мелкокомковатый, плотный, сильноскелетный (до 85-90% от объема), обломки размером от 3-5-7 см до 10-15 см уплощенной формы с острыми углами и ориентированные по направлению склона, включения частичек древесного угля, переход ясный.

C 40-200 см. Красноцветная кора выветривания, влажная, крупнокомковато-комковатая, тяжелосуглинисто-глинистая. Интенсивность окраски и содержание скелета варьируют по глубине: в пределах глубины 40-50 см присутствуют обломки размером 7-10 см; на глубине 50-70 см есть включения единичных древесных угольков, обломки значительно мельче размером, а цвет отложений приобретает более красные тона; на глубине 80-100 см скелет легко крошится и растирается пальцами до пыли красного цвета с остатками зерен светло-серо-розового цвета; на глубине 110-130 см выделяется яркая красноватая глинистая прослойка без включения скелета; с глубины 140-160 см окраска остается прежней, но появляется сильно выветрелый скелет, составляющий до 30% от объема почвенной массы, размером до 7-12 см; с глубины 170-180 см сохраняется яркий красноватый цвет с включением крупных обломков красного цвета с вкраплениями серовато-белого цвета, на изломе с темно-коричневыми кутанами; ниже глубины 200 см мелкозем практически отсутствует и отложения представлены обломками породы (кварцевые порфиры).

Почва: бурозем оподзоленный на красноцветной коре выветривания.

Описание профиля свидетельствует о его полигенетичности. Верхняя часть (O-AY-AYEL-BMC – это современный профиль оподзоленного бурозема, сформированный на делювиальных отложениях, которые перекрыли сильновыветрелую глинистую красноцветную кору выветривания. Характерной чертой этих почв является наличие включений частиц древесного угля по всем генетическим горизонтам до глубины 70 см.

Профиль рассматриваемых буроземов характеризуется своеобразием не только морфологического строения, но и физико-химических свойств.

Рассматриваемые бурозем формируются в условиях сильнокислой реакции среды – pH солевой по всему профилю колеблется от 4,23 до 4,59, исключение составляет гумусовый горизонт, который имеет слабокислую реакцию среды – 4,79, что, вероятно, связано с частыми пожарами травянистой растительности.

Величина pH водного меняется вниз по профилю от слабокислых в аккумулятивно-гумусовом горизонте AY (5,67) до нейтральных значений в нижележащих горизонтах, что, видимо, обусловлено капельно-импульверизационным привносом морской влаги.

Исследования Костенкова Н.М. и Клышевской С.В., проведенные на трансекте длиной в 1,5 км (морское побережье – континентальная часть п-ва Гамова ЗПВ), показали, что «процессы импульверизации несомненно оказывают влияние на солевой состав водной вытяжки почв прибрежно-морской зоны, которая приобретает хлоридно-натриевый состав, хотя на континентальной части обычно почвенные растворы гидрокарбонатно-кальциевые» [5].

Данные валового химического состава мелкозема рассматриваемых буроземов свидетельствуют о элюво-иллювиальной внутрипрофильной дифференциации валовых форм железа и алюминия (табл.).

Таблица

Валовой химический состав мелкозема буроземов острова Рикорда (в % на прокаленную навеску)

Горизонт	Потеря при прокаливании	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	R_2O_3	CaO	MgO	K_2O	Na_2O	$\frac{SiO_2}{Fe_2O_3}$	$\frac{SiO_2}{Al_2O_3}$	$\frac{SiO_2}{R_2O_3}$
AY	19,15	61,59	15,46	8,95	24,41	2,37	1,70	3,67	3,87	18,31	6,76	4,94
AYEL	7,07	64,44	15,44	7,40	22,84	1,82	1,98	3,73	3,86	23,17	7,08	5,42
BMC	7,32	63,49	18,34	7,54	25,88	1,51	2,16	2,65	2,09	22,40	5,88	4,65
C (55-65)	7,72	60,11	20,98	8,23	29,21	1,18	2,12	2,79	1,64	19,43	4,86	3,89
C (115-125)	8,10	59,90	20,35	8,16	28,51	1,86	1,33	2,58	2,04	19,52	5,00	3,98

Такая закономерность их распределения отражает развитие процесса оподзоливания: вынос полуторных окислов из оподзоленного горизонта AYEL и относительное накопление в нем кремнезема (64,44%). Это обуславливает увеличение молекулярных отношений для SiO_2:Al_2O_3 с 6,76 в горизонте AY до 7,08 в горизонте AYEL, и соответственно для SiO_2:Fe_2O_3 с 18,31 до 23,17 и в целом для полуторных окислов SiO_2:R_2O_3 с 4,94 до 5,42.

Профильная динамика валового содержания Al_2O_3 и R_2O_3, а также молекулярных отношений SiO_2:Al_2O_3 и SiO_2:R_2O_3, свидетельствует о развитии каолинизации в красноцветной коре выветривания. Ранее Зонн С.В. [6] отмечал, что это явление характерно для всей прибрежной территории Японского и Желтого морей.

Содержание валового кальция изменяется по профилю в пределах 1,18-2,37%. Максимальное его количество, связанное с биогенным накоплением, приходится на горизонт AY – 2,37% и постепенно уменьшается с глубиной до 1,18%; в дальнейшем, на глубине 115-165 см, возрастает до 1,86%. Распределение магния имеет четко выраженный элюво-иллювиальный внутрипрофильный характер – вынос из верхней части профиля (гор. AY и AYEL) и накопление в нижележащей толще.

Рассматриваемые буроземы отличаются повышенным содержанием валовых форм калия и натрия (3,73 и 3,87 соответственно). В верхних горизонтах (AY и AYEL) их содержанием максимальное, что связано с капельно-импульверизационным поступлением этих элементов с морскими водами.

Согласно данным Аринушкиной Е.В. [7], в России «валовое содержание щелочных металлов в верхнем горизонте почв сравнительно невелико и колеблется для K_2O в пределах 1,29-2,35, для Na_2O в пределах 0,58-1,88. В большинстве случаев содержание K_2O превышает содержание Na_2O по всему профилю и только в засоленных почвах соотношение щелочных металлов обычно изменяется в сторону увеличения содержания натрия».

Более высокое содержание валовых калия и натрия в рассматриваемых буроземах острова Рикорда с одной стороны и преобладание содержания натрия (3,87-3,86) над калием (3,67-3,73) является показателем активного геохимического воздействия моря на их формирование.

Проведенное исследование свидетельствует о том, что своеобразие морфологического облика и свойств рассматриваемых буроземов острова Рикорда обуславливается тремя факторами.

Во-первых, оно определяется условиями формирования на современных делювиальных отложениях, перекрываюших реликтовые красноцветные коры выветривания, что обуславливает резкую дифференциацию почвенной толщи на верхнюю часть – современный профиль оподзоленных буроземов с преобладанием серых, темно-серых тонов окраски и нижнюю – реликтовую красноцветные кору выветривания.

Во-вторых, капельно-импульверизационное воздействие морских вод обуславливает слабокислую до нейтральной среду водной вытяжки и повышенное содержание валовых форм калия и натрия. Преобладание содержания натрия в поверхностных горизонтах (AY и AYEL) над содержанием калия, согласно сложившимся представлениям [7], свидетельствует о наложении процессов засоления и осолодения на формирование оподзоленных буроземов на красноцветных корах выветривания острова Рикорда. Это положение созвучно с мнением Г.И. Иванова [8] о том, что развитие процессов осолодения почв может быть вызвано натечными поверхностными слабощелочными водами, что и имеет место на исследуемой нами территории в условиях геохимического воздействия моря.

В-третьих, морфо-химическое своеобразие рассматриваемых почв в значительной степени определяется активным пирогенным воздействием.

Для выявления роли каждого из этих факторов необходимо дальнейшее изучение буроземов о. Рикорда.

Исследования выполнены при финансовой поддержке РФФИ (проект № 15-05-01419) и программы фундаментальных исследований ДВО РАН «Дальний Восток» на 2015-2017 гг. (проекты № 15-I-6-058, 15-II-6-037).

Литература

1. Зонн С.В. Особенности аллитного почвообразования на островах Приморья и Дальнего Востока // Изучение и освоение природной среды. М.: Наука, 1976. С. 125-137.

2. Пшеничников Б.Ф., Пшеничникова Н.Ф. Влияние интерференции геохимического воздействия Тихого океана, биоты, внутрипрофильного выветривания не генезис и географию почв юга Дальнего Востока / Рук. Деп. в ВИНИТИ 15.03.05. № 349-В2005. 7 с.

3. Недолужко В.А., Добрынин А.П. Растительный покров острова Рикорда в заливе Петра Великого (Японское море) // Исследование растительного покрова российского Дальнего Востока. (Тр. Бот. садов ДВО РАН / Гл. ред. В.А. Недолужко). Владивосток: Дальнаука, 1999. Т. 1. С. 173-192.

4. Турсина Т.В. Подходы к изучению литологической однородности профиля и полигенетичности почв // Почвоведение. 2012. № 5. С. 530–546.

5. Костенков Н.М., Клышевская С.В. Влияние процессов импульверизации на содержание солей в почвах прибрежных морских ландшафтов // Вестник КрасГАУ. 2014. № 10. С. 81-84.

6. Зонн С.В. О почвообразовании, генетических особенностях и освоении почв КНДР // Генезис и география почв зарубежных стран по исследованиям советских географов. М.: Наука, 1978. С. 58-82.

7. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во МГУ, 1961. 492 с.

8. Иванов Г.И. Почвообразование на юге Дальнего Востока. М.: Наука, 1976. 200 с.

УДК 911.6

СОВРЕМЕННАЯ ОЦЕНКА ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКОГО КАРТИРОВАНИЯ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ КАК ОСНОВЫ ГЕОХИМИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ ГОРОДСКИХ АГЛОМЕРАЦИЙ (НА ПРИМЕРЕ ГГ. ЧЕБОКСАРЫ, НОВОЧЕБОКСАРСК)

Рахимов Т.М.

ЧГУ имени И.Н. Ульянова, Чебоксары, e-mail: Rachimov.marat@yandex.ru

Настоящим сообщением дается современная оценка ретроспективной геохимической съемки в городах Чувашии, в результате которой была составлена карта-схема урболандшафтов [5]. На этой уже ретро-карте элементарные ландшафты были объединены в группы ландшафтов: природные (биогенные), антропогенные (техногенные) и природно-техногенные. Ландшафтное районирование позволило разделить города Чебоксары и Новочебоксарск на участки с однородными условиями миграции и концентрации химических элементов и их соединений: выделено 40 элементарных ландшафтов.

По А.И.Перельману [4], элементарный ландшафт это сложная неравновесная динамическая система земной поверхности, в которой происходит взаимопроникновение и взаимодействие элементов атмосферы, гидросферы, литосферы, биосферы и ноосферы.

Очевидно, что разовая, даже детальная геохимическая съемка, это только временной срез сложных процессов загрязнения окружающей среды. И только режимными наблюдениями в течение ряда лет можно выявить динамику этих процессов, обеспечить их достоверное моделирование (картографическое, балансовое).

За время, прошедшее с момента указанных наблюдений (18 лет), изменились: 1) границы Чебоксар, и если для города природные ландшафты не характерны, то в новой черте оказался именно новый, обособленный природный ландшафт Заволжья (аквальный и наземный); 2) положение ряда выявленных функциональных зон техногенных ландшафтов, происхождение и развитие которых обусловлено деятельностью человека. Как пример, для Новочебоксарска, с одной стороны, «снятие» конкретной зоны на карте из-за ликвидации опасного производства Vx-газов промышленным предприятием «Химпром», с другой, появлением новой зоны, связанной со строительством полигона твердых бытовых отходов (ТБО) и ликвидацией прежней (Пихтулинская свалка в Чебоксарах). Кроме того, это появление в городской черте крупных транспортных развязок; 3) пространственные очертания природно-техногенных ландшафтов, прежде всего, площадных лесополос вдоль федеральной автомобильной дороги М7 «Волга» Москва-Уфа (подъезд к г. Чебоксары).

Нельзя не отметить, что в 2016 г. часть особо охраняемых природных территорий (ООПТ) Чувашии [3] оказалась вне правого поля. Фактически, теперь в Заволжье не осталось ни одного ООПТ (в планах чиновников перевод земель лесного фонда под земли населенных пунктов). В Чебоксарах и Новочебоксарске, соответственно, парки «Лакреевский лес» и «Ельниковская роща», теперь не являются ООПТ. Такие законодательные инициативы, как минимум, могут полностью исключить использование ландшафтной структуры территории Чебоксарской агломерации для целей рекреационного использования [1].

Поэтому, такие изменения в ряду природных и антропогенных (техногенных) процессов, на мой взгляд, не могут не учитываться в ходе корректировки ретро-карты урболандшафтов. Она может считаться основой для геохимической модели основных городских агломераций Чувашии, но должна отражать новые контуры элементарных ландшафтов как участков с относительно однородными условиями миграции и кон-

центрации химических элементов и их соединений. Как это представляется, не оправданным выглядел отказ от расчета геохимического фона по каждому из выделенных элементарных ландшафтов (для оценки степени загрязнения были использованы региональные фоны). При этом другие факторы выделения элементарных ландшафтов в ходе ландшафтного картографирования территории (макро- и мезорельеф местности; состав и мощность материнских и подстилающих пород до первого водоносного горизонта) остаются без изменений.

Известно также, что ореолы повышенного содержания техногенных элементов могут быть связаны с наличием в ландшафтах геохимических барьеров [4]. В результате интенсивной производственной деятельности, преобладает латеральный гипергенный геохимический барьер, который отражает горизонтальную дифференциацию в пределах почвенно-геохимических сопряжений. Это обусловлено значительной густотой овражно-балочной сети в целом территории Чувашии и городских агломераций. Здесь, вслед за другими исследователями [2], можно предсказать наличие прослоев техногенных донных отложений с аномальными содержаниями ряда тяжелых металлов (экотоксикантов) в устье городских речек и ручьев. Стоит заметить, что планировочная структура Чебоксар наследует рельефу территории, сформированной водоразделами притоков Волги (Чебоксарки, Сугутки, Трусихи, Кайбулки): основные городские постройки расположены на водоразделах, образуют клинообразные территории, сходящихся амфитеатром у волжского залива и расширяющиеся к югу – «веер» в меридиональном направлении [1]. Как следствие, все основные транспортные магистрали проложены на верхних отметках гряд водоразделов.

К сожалению, как это следует из разновременных ведомственных докладов об экологической ситуации в Чувашской Республике (под эгидой Минприроды Чувашии), весь последующий цикл эколого-геохимического мониторинга в этих, и не только, городах Чувашии был основан на традиционных методических подходах гидрометеорологии: динамическое изучение загрязняющих веществ по сравнительно редкой сети стационарных постов и створов с последующим математическим моделированием потоков вещества и ореолов загрязнения. Но такой подход в городах, имеющих сложную и мозаичную структуру пространственного распределения источников экотоксикантов и поражаемых ими участков, не может в полной мере отражать взаимосвязи между техногенными потоками и природными средами, а значит, не дает целостной картины экологического состояния города. Очевидно, что только комплексные эколого-геохимические исследования могут обеспечить достоверную оценку и прогноз состояния города и его влияния на природную среду региона и здоровье населения.

Как вывод: необходима новая по времени эколого-геохимическая оценка состояния геологической среды и смежных природных сред (атмосферы, почвы и подстилающих пород, поверхностных и подземных вод) в городах Чебоксары и Новочебоксарск.

Как предложения: 1) переоценить «каркас» стационарных площадок геохимических наблюдений; 2) провести эколого-геохимические, эколого-гидрогеологические, радиометрические наблюдения за загрязнением геологической среды и сопредельных сред, шумовую съемку; 3) сформировать компьютерную базу геоэкологических данных и создать, в том числе с использованием современных геоинформационных технологий, комплект карт загрязнения окружающей природной среды (зоны максимального химического загрязнения, средней интенсивности техногенной нагрузки, относительно благополучные районы).

Эколого-геохимический мониторинг в городах Чувашии позволит получать систематическую объективную информацию о современном уровне загрязнения основных компонентов окружающей среды, а значит, своевременно принимать меры по оздоровлению экологической ситуации в городах Чебоксары и Новочебоксарск.

Литература

1. Гуменюк А.Е., Никонорова И.В. Ландшафтная структура территории Чебоксарской агломерации для целей рекреационного использования // Современные проблемы науки и образования. 2015. № 2-1.

2. Корнилов А.Г. Проблемы экологии Чувашской Республики. Чебоксары: Чуваш. ун-т., 2001. 88 с.

3. Особо охраняемые природные территории Чувашской Республики. Материалы к Единому пакету кадастровых сведений. Чебоксары, 2012. 435 с.

4. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.: Высшая школа,1975.

5. Приваленко В.В., Спектор С.В., Рахимов М.С. и др. Эколого-геохимические исследования на территории городов Чебоксары и Новочебоксарск. // Сб. мат-лов междунар. конф. «Экологическая геофизика и геохимия». М.-Дубна: ВНИИГеосистем, 1998. С. 228-229.

УДК 631.41

АНТРОПОГЕННАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ СВОЙСТВ ПОЧВЫ ПАРКОВО-РЕКРЕАЦИОННЫХ ЗОН ГОРОДА СМОЛЕНСКА

Ревина О.А.(1), Ревин А.Г.(2), Ермошкина Г.Ф.(1), Фесюнова О.Д.(1)

(1) *СмолГУ, Смоленск, e-mail:dek-egf@smolgu.ru*

(2) *Смоленский филиал «РЭУ им. Г.В. Плеханова», Смоленск, e-mail: leksejrevin@ayandex.ru*

Парково-рекреационные зоны городов играют важную роль в организации досуга и оздоровления населения, а также оказывают существенное влияние на экологическое состояние городских территорий. В некоторых случаях эколого-геохимическое состояние таких зон изменяется под действием антропогенных факторов. По указанной причине необходимы исследования парково-рекреационных зон, направленные на выявление трансформаций эколого-геохимического состояния этих зон, а также поиска путей оптимизации городских территорий.

К объектам исследования на территории г. Смоленска отнесено несколько наиболее крупных парково-рекреационных зон. На севере г. Смоленска – зона отдыха «Скворцова Дача». В центре города два рядом расположенных парка – «Лопатинский сад» и «Блонье». На юго-западе – парковая зона «Реадовка», на юго-востоке – «Парк им. 1100-летия Смоленска». На юго-востоке города расположен лесопитомник «Тихвинка». Две изучаемые парково-рекреационные зоны – это «Парк им. 1100-летия Смоленска» и «Лопатинский сад» в центральных частях города и приуроченные к водоразделам. Остальные объекты изучения расположены по периферии г. Смоленска и занимают часть овражно-балочной системы долины р. Днепр. Экологическое состояние ландшафтов исследуемых парково-рекреационных зон существенно отличается. Наиболее благоприятные условия отмечаются для парков в центральной части города. Остальные парки и зоны отдыха подвержены ряду негативных факторов, среди которых наиболее значимыми являются частная и многоэтажная застройка, свалки мусора и периодически проявляющаяся в отдельных местах эрозия [1].

Для оценки эколого-геохимического состояния парково-рекреационных ландшафтов были проанализированы физико-химические свойства почв каждой парково-рекреационной зоны в отдельности. Полученные результаты были сопоставлены с фоновыми значениями природных ландшафтов. Это позволило выявить природные и антропогенные факторы трансформации почв.

В черте города почвообразующими породами являются преимущественно лессовидные суглинки, в которых доминирует фракция крупной пыли (0,05 – 0,01 мм), составляющая в среднем от 40 до 60%. В почвах парково-рекреационных зон города содержание этой фракции снижается в отдельных случаях до 28%, при этом наблюдается увеличение содержания фракций мелкого песка (от 18,6 до 58,7) и среднего песка (от 2,43 до 3,7%). Доля тонкодисперсной фракции невелика и составляет от 3,13 до 3,8% (табл. 1). Особенно сильно от фоновых значений отличается гранулометрический состав почв в центральных частях города («Парк им. 1100-летия Смоленска» и «Лопатинский сад»). Здесь механический состав верхней части профиля почв становится заметно более легким, что, скорее всего, связано с ежегодным внесением смеси песка и соли в зимний период для борьбы с гололедными явлениями. Зона отдыха «Скворцова Дача» имеет также более легкий гранулометрический состав почв, так как они формируются на маломощных лессовидных суглинках, подстилаемых супесчаной мореной, и по сравнению с другими изучаемыми объектами сильнее подвержены эрозионным процессам.

Таблица 1

Гранулометрический состав почвы (глубина 10 см) парково-рекреационных зон г. Смоленска

Место отбора	Содержание фракций, % от абс. сухой почвы					
	1-0,25 мм средний песок	0,25-0,05 мм мелкий песок	0,05-0,01 мм крупная пыль	0,01-0,005 мм средняя пыль	0,005-0,001 мм мелкая пыль	Менее 0,001 мм ил
Парково-рекреационная зона						
«Лопатинский сад»	2,74	58,73	28,07	4,13	2,53	3,8
«Парк им. 1100-летия Смоленска»	3,7	56,43	29,8	4,07	2,34	3,66
«Скворцова дача»	3,2	49,4	32,52	7,6	4,27	3,01
«Реадовка»	2,43	24,04	42,82	8,8	7,9	14,01
лесопитомник «Тихвинка»	2,8	18,6	43,27	10,4	8,41	16,52
Фоновый участок						
участок «Рязаново»	1,8	13,68	49,11	8,5	9,41	17,50

Почвы парково-рекреационных зон отличаются от фоновых и по основным химическим показателям. Результаты исследований химических свойств почв парков и зон отдыха г. Смоленска приведены в табл. 2.

Таблица 2

Химические свойства верхнего горизонта почв (глубина 10 см) г. Смоленска

Место отбора	pH (H_2O)	Обменная кислотность (1,0 н. KCl)	Гидролитическая кислотность	Сумма поглощенных оснований	Степень насыщенности основаниями, %	Гумус, %
			мг-экв/100 г почвы			
Парково-рекреационная зона						
«Лопатинский сад»	5,8	4,9	6,23	20	76,25	4
«Парк им. 1100-летия Смоленска»	6,2	5,4	6,13	19,3	75,89	4,2
«Реадовка»	5,7	5,1	8,65	16,2	65,19	4,4
«Скворцова Дача»	4,8	4,2	9,8	17,5	64,1	2,1
лесопитомник «Тихвинка»	5,7	4,9	8,7	19,8	69,47	3,8
Фоновый участок						
участок «Рязаново»	4,6	3,73	15,9	15,4	49,20	4

Установлено, что в верхних горизонтах почв городских парков и зон отдыха кислотность ниже, чем на фоновых участках. Особенно это заметно в образцах, отобранных в центральной части города Смоленска («Парк им. 1100-летия Смоленска» и «Лопатинский сад»). Водные вытяжки этих почв имеют слабокислую реакцию (табл. 2). В целом для верхних горизонтов почв парково-рекреационных зон г. Смоленска характерно явное подщелачивание. Наблюдаются также существенные различия гидролитической кислотности почв фоновых участков и городских парков и зон отдыха. Этот показатель в отдельных случаях почти в два раза меньше фоновых значений.

В условиях городских ландшафтов отмечается небольшое увеличение суммы поглощенных оснований до 20 мг-экв/100г в центральных парках города и лесопитомнике, в остальных парках и зонах отдыха сумма поглощенных оснований соответствует фоновым значениям. Существенного изменения содержания органического вещества в почвах городских парково-рекреационных зон не отмечается. Практически везде этот показатель соответствует фоновому значению за исключением зоны отдыха «Скворцо-

ва Дача», где гумус составляет 2,1%. Это может объясняться более существенной эрозией по сравнению с другими парками.

Подщелачивание почв несмотря на промывной режим и более легкий по сравнению с фоновыми почвами на лессовидном суглинке механический состав почв способствуют накоплению в поверхностных горизонтах почв тяжелых металлов. Среди загрязняющих веществ одну из приоритетных групп составляют следующие тяжелые металлы: Zn, Mn, Cu и Pb. Они считаются приоритетными при проведении мониторинга городской среды. Источники поступления тяжелых металлов в городе разнообразны: газопылевые выбросы промышленных предприятий и автотранспорта, коммунальные отходы и осадки сточных вод [2].

В процессе исследования было установлено, что в почвах городских парков и зон отдыха концентрации всех металлов (кроме железа), извлекаемых 1,0 н. HCl, выше, чем в почвах природных (фоновых) ландшафтов (табл. 3).

Таблица 3

Рассеянные металлы в верхних горизонтах почв (глубина 10 см) г. Смоленска

Место отбора	Металлы, мг/кг				
	Cu	Zn	Pb	Mn	Fe
Парково-рекреационная зона					
«Лопатинский сад»	17,83	47,1	8,77	124,0	158
«Парк им. 1100 летия Смоленска»	20,2	36,0	11,4	107,6	186
«Реадовка»	3,84	13,2	6,35	120,4	152
«Скворцова Дача»	7,8	23,1	5,1	118,9	175,6
лесопитомник «Тихвинка»	5,7	16,8	7,9	116,2	183,5
Фоновый участок					
участок «Рязаново»	3,52	19,47	3,14	92,8	295,2

Во всех изученных парково-рекреационных зонах выявлено высокое содержание меди. Концентрация этого металла колеблется от 3,84 до 20,2 мг/кг. В парках «Лопатинский сад» и «Парк им. 1100-летия Смоленска», расположенных в центральной части г. Смоленска, отмечаются максимальные значения (17,8 мг/кг и 20,2 мг/кг) этого показателя. Минимальное содержание меди (3,84 мг/кг) зафиксировано в парке «Реадовка», т.к. данная территория наиболее удалена от промышленных объектов города. Коэффициент аномальности меди (Ка) варьирует от 1,09 до 5,7.

Содержание цинка в почвах города всех пунктов исследования выше его содержания в почвах геохимического фона и составляет 13,25-47,86 мг/кг. Максимальные значения зафиксированы также в почве парков «Лопатинский сад» и «Парк им. 1100-летия Смоленска» Минимальное значение установлено в парке «Реадовка». Коэффициент аномальности цинка (Ка) варьирует от 0,68 до 2,42.

Результаты анализа показали, что более высокое содержание свинца наблюдается в парках, которые располагаются в непосредственной близости от крупных автодорог города. Максимальное значение установлено для «Парка им. 1100-летия Смоленска» – 11,4 мг/кг. Коэффициент аномальности свинца (Ка) варьирует от 1,6 до 3,6.

В почвах городских парков и зон отдыха содержание марганца изменяется от 107,6 до 124,0 мг/кг. Максимальное значение показателя зафиксировано в почве парка «Лопатинский сад» (124,0 мг/кг). Коэффициент аномальности марганца (Ка) варьирует от 1,16 до 1,34.

В отличие от остальных исследованных металлов содержание железа в почвах парково-рекреационных зон везде ниже фоновых показателей. Минимальное значение выявлено в парке «Реадовка» (152 мг/кг), что почти в два раза ниже фонового значения.

Результаты исследования показали, что отличающиеся лучшим благоустройством парки, расположенные в центре города, характеризуются существенно большей геохимической трансформацией почв по сравнению с парками и зонами отдыха, расположенными на окраинах города Смоленска. Это требует поиска методов оптимизации эколого-геохимического состояния ландшафтов городских парков.

Литература

1. Шкаликов В.А. Долинно-балочные системы г. Смоленска. Смоленск: Изд-во «Смоленская городская типография», 2013. 264 с.

2. Агроэкологический мониторинг в Смоленской области / Под ред. А.М.Гордеева. Смоленск: Универсум, 2001. 244 с.

УДК 631.437.8

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ И ПЕТРОМАГНИТНЫЕ СВОЙСТВА ПОЧВ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИИ САРАТОВСКОГО ЗАВОЛЖЬЯ

Решетников М.В., Шешнев А.С., Мамедов Р.М.

СНИГУ имени Н.Г. Чернышевского, Саратов, e-mail: rmv85@list.ru

Загрязнению почвенного покрова крупных городов соединениями тяжелых металлов в современной отечественной и зарубежной литературе уделяется особое внимание. На наш взгляд, эта проблема практически не освещена для населенных пунктов с населением менее 50 000 человек и не имеющих крупного промышленного производства. В рамках проводимых нами исследований по гранту Президента РФ «Концентрация тяжелых металлов и магнитные свойства почв урбанизированных территории (на примере населенных пунктов Саратовского Заволжья)» нами были исследованы почвы нескольких населенных пунктов, являющихся административными центрами Саратовской области, в число которых попали г. Красный Кут и пгт. Степное.

Город Красный Кут – административный центр Краснокутского района Саратовской области площадью 8 км^2 с населением 14 619 чел. (по данным 2015 г.). Основан в 1837 г. и с 1966 г. имеет статус города. Город расположен в Низком Заволжье, в пределах Сыртовой равнины, относящейся к Восточно-Европейской равнине, на правом берегу реки Еруслан (левый приток Волги), в 117 км к юго-востоку от Саратова. Рельеф – полого-увалистый. Почвы каштановые солонцеватые и солончаковые.

Поселок городского типа Степное – административный центр Советского района Саратовской области, площадью 6 км^2 с населением 12 413 чел. (по данным 2015 г.). Основан в 1767 г. и с 1967 г. является административным центром Советского района. Поселок городского типа находится в Низком Заволжье, в пределах Сыртовой равнины, относящейся к Восточно-Европейской равнине, на левом берегу реки Большой Караман, напротив устья реки Мечетка. Высота центра населенного пункта – 70 м над уровнем моря. В окрестностях населенного пункта распространены темно-каштановые почвы.

По классификации, предложенной В.А. Алексеенко, исследуемая территория относится к группе ландшафтов небольших поселков, станиц, деревень и хуторов. По его мнению, эти ландшафты в большинстве случаев представляют собой как бы переход от сельскохозяйственных, степных и лесных ландшафтов к городским ландшафтам населенных пунктов [1]. В своих работах В.А. Алексеенко говорит о том, что распространенность элементов в данной группе населенных пунктов во многом определяется геохимическими особенностями почв ландшафтов, окружающих эти населенные пункты, в большинстве случаев – сельскохозяйственных, и в редких случаях является отражением конкретной геологической ситуации [1].

В развитие сложившихся построений нами было исследовано распределение подвижных форм тяжелых металлов и значения магнитной восприимчивости в почвах г. Красный Кут и пгт. Степное. Отбор и подготовка проб велись в соответствии с ГОСТ 17.4.4.02-84. Точки отбора проб размещались с учетом розы ветров, особенностей микрорельефа, плана размещения зданий и коммуникаций. В соответствии с требованиями ГОСТа опробованию подвергалась верхняя часть почвенного горизонта «А» до глубины 5 см, где обычно накапливается основная масса загрязнителей, выпадающих из атмосферы [2].

Определение тяжелых металлов в почве проводилось методом атомно-абсорбционной спектрометрии с пламенной атомизацией на спектрофотометре «Квант-2АТ». Подвижные кислоторастворимые формы металлов (Cu, Zn, Ni, Cd, Pb) оп-

ределялись в вытяжке 1М HNO_3. В последние годы этот экстрагент успешно используют для анализов почв, подверженных техногенным воздействиям. Из сильно загрязненных почв 1М HNO_3 извлекает 90-95% тяжелых металлов от их валового содержания [3].

Для определения экологически опасных уровней концентраций тяжелых металлов в почвенном покрове выполнено сравнение фактической концентрации каждого тяжелого металла с его предельно допустимой концентрацией (ПДК), выраженное через коэффициент опасности K_o, рассчитанный по формуле: $Ko = Ci/ПДК$, где C_i – содержание формы тяжелого металла в образце, мг/кг; *ПДК* – предельно допустимая концентрация формы ТМ, мг/кг.

Для оценки степени геохимической трансформации почвенного покрова подвижными формам тяжелых металлов был определен суммарный коэффициент опасности загрязнения *Zo* по формуле: $Zo = \sum Ko - (n - 1)$, где *Zo* – суммарный коэффициент загрязнения ТМ в пробе. Как видно, при расчете *Zo* нами использовалось превышение над ПДК (*Ko*), а не превышение над фоном (*Kc)*, как рекомендуется в нормативных документах [4].

В рамках исследовании нами выполнены исследования петромагнитных свойств отобранных почвенных образцов. В частности, определена магнитная восприимчивость (k), ее частотная зависимость (FD-фактор) с целью уточнения возможности применения петромагнитных исследований для оценки трансформации почвенного покрова.

Магнитная восприимчивость (k) – физическая величина, характеризующая способность вещества намагничиваться под действием внешнего магнитного поля (H); Ji=k·H и зависящая, главным образом, от концентрации пара- и ферромагнетиков в почве.

Каппаметрический анализ представлял собой измерение параметра магнитной восприимчивости k и широко применяется для получения оперативной информации о концентрации пара- и ферромагнитных минералов в горных породах. Его использование позволяет в короткие сроки и при минимальных затратах детально расчленять и коррелировать толщи пород. В исследованиях почвенного покрова каппаметрический анализ применяется для оценки техногенной трансформации почвенного покрова в результате привнесения в почву магнитных частиц техногенного происхождения [5].

Важную информацию о доменном состоянии магнитных зерен дает анализ FD-фактора. Параметр, характеризующий частотную зависимость магнитной восприимчивости, рассчитывается по формуле: FD=(KLF-KHF)/KLF·100%, где KLF – магнитная восприимчивость, измеренная на низкой частоте (976 Гц), KHF – магнитная восприимчивость, измеренная на высокой частоте (3904 Гц), она отражает наличие зерен магнитных минералов переходного размера от однодоменных к суперпарамагнитным. Магнитный параметр FD реагирует только на критически малый размер зерен, который зависит от формы, состава и свойств минерала (для сферических частиц магнетита диаметр зерна составляет ~ 0,29 мкм). Теоретически FD может приближаться к 90-100%, но многочисленными экспериментами на искусственных и естественных образцах показано, что величина FD для чистого магнетита не превышает 15-16%. Измерения магнитной восприимчивости и ее частотных зависимостей проводятся в лаборатории петрофизики СНИГУ (г. Саратов) на мультичастотном каппабридже – MFK1-FB.

Рассмотрение геохимических и петромагнитных особенностей нахождения подвижных форм тяжелых металлов в почвах города Красный Кут позволяет нам сделать несколько основных выводов:

1. В пределах исследуемой территории установлено повсеместное превышение предельно допустимых концентраций подвижных форм следующих элементов – ни-

кель, свинец, медь и цинк. Это содержание, скорее всего, обусловлено антропогенным загрязнением.

2. Анализ корреляционных взаимосвязей выявил ассоциации хром-никель-кадмий и свинец-цинк-медь, которые, скорее всего, указывают на единый источник техногенного поступления этих элементов в почву. Ассоциация хром-никель-кадмий, возможно, связана с автотранспортом, а именно, с использованием этих элементов в антикоррозионных покрытиях. Ассоциация свинец-цинк-медь может иметь происхождение, также связанное с автотранспортом, и использованием в сельском хозяйстве различных ядохимикатов и удобрений, содержащих эти элементы.

3. Выявленные геохимические аномалии содержания подвижных форм тяжелых металлов указывают на неблагоприятную эколого-геохимическую обстановку на территории города Красный Кут. Подвижные формы тяжелых металлов легко усваиваются растениями, тем самым легко включаются в трофические цепи. Учитывая развитие сельского хозяйства и наличие на данной территории частных подворий, можно предположить высокое содержание тяжелых металлов в сельскохозяйственной продукции, выращенной на данной территории, но для подтверждения этого предположения требуется более детальные биогеохимические исследования.

4. Использованную нами модель эколого-геохимического опробования почвенного покрова на территории пгт. Степное в дальнейшем можно использовать как основу для создания системы постоянного мониторинга за состоянием почв данного населенного пункта.

Работа выполнена при финансовой поддержке Минобрнауки России в рамках государственного задания в сфере научной деятельности (проект № 1757) и гранта Президента РФ для поддержки молодых российских ученых (проект МК-5424.2015.5).

Литература

1. Алексеенко В.А., Алексеенко А.В. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов. Ростов н/Д.: Изд-во Южного федерального ун-та, 2013. 380 с.

2. ГОСТ 17.4.4.02-84 Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа: Межгосударственные стандарты. М.: Стандартинформ, 2008. 8 с.

3. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. М.: ЦИНАО, 1992. 62 с.

4. СанПиН 2.1.7.1287-03. Почва, очистка населенных мест, бытовые и промышленные отходы, санитарная охрана почвы. Санитарно-эпидемиологические требования к качеству почвы. Контроль. М.: Госкомсанэпиднадзор России, 2003. 11 с.

5. Решетников М.В. Добролюбова Н.В. Магнитная восприимчивость и концентрация тяжелых металлов в почвах урбанизированных территорий (на примере г. Саратова) // Цветные металлы. 2009. № 11. С. 15-18.

УДК 631.47:502.3

ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫЕ И ТЕХНОГЕННО-ПРЕОБРАЗОВАННЫЕ ПОЧВЫ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ЛАНДШАФТОВ ЦЕНТРАЛЬНОЙ ЧАСТИ СРЕДНЕАМУРСКОЙ НИЗМЕННОСТИ (НА ПРИМЕРЕ Г. ХАБАРОВСКА)

Росликова В.И.

Институт водных и экологических проблем ДВО РАН, Хабаровск,
e-mail: roslikova@ivep.as.khb.ru

В настоящее время антропогенные воздействия на поверхностные горизонты почв исследуются в плане загрязнения их поллютантами независимо от трансформации природной геологической среды. В представленной работе автором поставлена цель: на основе субстантивно-генетической классификации и учета современных геологических процессов раскрыть специфику природно-техногенных и техногенных воздействий на почвы крупного промышленного центра г. Хабаровска. В основу типизации трансформированных почв и предпочвенных образований положены известные российские классификации с учетом зарубежных [1-3].

Природно-техногенные преобразования. Природная среда на территории Хабаровска за полуторавекой период в результате освоения и застройки существенно изменилась [4]. В природных ландшафтах Дальнего Востока широкое распространение имеют склоновые и эрозионные процессы, которые на освоенных территориях характеризуются формированием новых оврагов, оползней и соответствующей трансформацией почвенного покрова. Самыми сложными участками при восстановлении почвенного покрова на правобережной зоне Амура являются территории техногенных оползней, которые расположены вблизи промышленных комплексов. Эти участки представляют особый научный и практический интерес, так как они подвергаются многолетним изменениям всей природной среды, в том числе и почвенного покрова, в весьма сложных склоновых условиях. На изучаемой территории по степени устойчивости выделены три категории склонов: устойчивые, условно-устойчивые, неустойчивые [4]. Мы рассмотрим трансформацию почвенного покрова на неустойчивых склонах, которые представляют собой участки развития активных техногенных оползней, где периоды «покоя» сменяются активизацией.

Техногенный активный оползень в г. Хабаровске расположен на высоких склонах правобережья в районе завода Дальдизель [5]. Он представлен двумя блоками: природным и вложенным в него техногенным. Почвенный покров изучался в различных частях оползневого массива с учетом строения оползневых отложений и в соответствии с элементарными ландшафтами. Рельеф поверхности активного оползня неоднородный. Его верхняя часть характеризуется оползневыми ступенями, локальными углублениями и валами выпирания, в средней части тела – возвышениями, а в языковой (конечной) – рытвинами. До настоящего времени на береговых участках, прилегающих к промышленной зоне завода, на элювиально-делювиальной коре выветривания глинистых сланцев сохраняются буроземы различной степени трансформации. С течением времени как в периоды стабильности оползня, так и в процессе движения его микрорельеф изменялся. На оползших ступенчатых блоках выросли деревья и кустарник, рытвины и понижения заросли тростником и влаголюбивой растительностью. Доминирующими процессами формирования почв на оползневых отложениях являются прогрессивно-регрессивный и регрессивный тип развития. На основных участках оползневого массива рассмотрим наиболее характерные предпочвенные образования и трансформированные почвы.

Природный (минеральный) блок техногенного оползня. Структурные оползни (мелкие и глубокие) на минеральных грунтах, для которых характерны боковые сдвиги, в начальной стадии сохраняют естественную растительность и соответственно почвенный покров, который под воздействием агрохозяйственной деятельности несколько преобразован. Примером сказанного являются прибортовые участки оползня, где формируются постагробуроземы с признаками турбированности. В этих условиях почвенный профиль разрушается вдоль границ оползня.

На оползнях фронтальной формы, в пределах рассматриваемого блока почвенный профиль хотя и трансформируется, но сохраняет все основные морфодиагностические признаки естественных почв – буроземов. Горизонт аккумуляции может восстанавливаться до 5-11 см. В данном случае фрагментарно-турбированные буроземы относятся к прогрессивно-регрессивной стадии, которая при изменении фронтальности может перейти в стадию регрессии.

Впоследствии на циркообразных оползнях верхняя аккумулятивная толща дробится на мелкие части и начинает вовлекаться в пластические деформации вместе с минеральной толщей, где почвенный профиль полностью трансформируется, переходя в фрактальные толщи (fraktus-раздробленные). Они находится в регрессивной стадии развития.

Техногенный оползень. В центральной части техногенного оползня, при быстрых скоростях движения (до 10 м/год) формируются предпочвенные образования, которые обусловлены не только величиной наползающего материала, но и его качественным составом. Так, на техногенных турбированных оползневых отложениях с дополнительным подтоком вод, обогащенных нефтепродуктами, формируются аквахемоземы стратифицированные. На участке, сложенном промышленными отходами, формируются другие предпочвенные образования – рудиземы.

Конечная часть оползня представляет минеральную толщу. Она обогащена промышленными отходами, предпочвенные образования представлены урбаноземами. Для таких участков характерно отсутствие выраженных горизонтов, что обусловлено постоянным обновлением поступающего материала.

Одним из важнейших аспектов трансформации почвенного покрова на поверхности активных оползней является оценка структуры оползня и механизма движения, обусловливающих трансформацию почвенного покрова.

Значительный вклад в преобразование среды вносят топливно-энергетические предприятия и особенно тепловые электростанции (ТЭЦ), что делает актуальными исследования загрязнения радионуклидами, что особенно актуально на Дальнем Востоке. Однако не менее важным остается вопрос трансформации почвенного покрова в зоне влияния ТЭЦ. Рассмотрим состояние почв на конкретных объектах, формирующихся в различных элементарных ландшафтах ложа гидросмыва и прилегающих территорий ТЭЦ-3.

Ложе гидросмыва располагается на древней озерно-аллювиальной террасе р. Амур, имеет хорошо выраженную зону осушки. Объектами исследований послужили элементарные ландшафты трех участков: 1 – плакор центральной части ложа пруда-накопителя, периодически затапливаемый; 2 – понижение окраинной его части, которая вышла из зоны затопления; 3 – транзитно-аккумулятивное положение – участки дамбы, окаймляющие ложе гидросмыва с подветренной стороны. Первый расположен в 30 м от накопителя (ложа гидросмыва) и в 2,5 км северо-восточнее ТЭЦ-3. Поверхность разбита полигонами с трещинами. Полигоны покрыты тонкой пленкой зеленых лишайников.

Профиль имеет следующий вид: Otr – Cnag – Cg.ag,a3. Диагностические признаки: Otr – тонкая, уплотненная пленка под лишайниками, Cnag – серия горизонтальных темно-серых и светло-серых полос золы после гидросмыва с различным содержанием

шлака (а3). Предпочвенное образование – цинозем водно-аккумулятивный на золошлаках гидросмыва. Второй участок приурочен к краевой части водосбора – понижение, где сохранились полигоны. Его отличительной особенностью является полное зарастание поверхности бурыми лишайниками не только самой поверхности, но и трещин. Однако их очертания четко сохранились. Профиль имеет следующую последовательность горизонтов: Otr – A1cn,ag – Cne,ag – Cn,ag. Диагностическими признаками являются: Otr – светло-сизая уплотненная пленка зольных частиц, A1cn,ag – темная прослойка, где на поверхности частиц золы выраженная темная гумусовая кутана, Cn,e,ag (10-15 см) – «седая» оподзоленная толща, Cn,ag – тонкодисперсная зола. Предпочваенное образование – цинозем оподзоленный водноаккумулятивный на отложениях золы гидросмыва.

Сопоставление этих двух разрезов, характеризующих различные элементарные ландшафты золошлаконакопителя, свидетельствует о том, что по сравнению с центральными участками, периодически затопляемыми, в окраинной части создаются относительно стабильные условия. Здесь на поверхности развиваются лишайники, что обусловливает появление тонких темных скоплений органического вещества на поверхности минеральных частиц золы. Под ними формируется минеральная обесцвеченная «седая» толща золы мощностью до 10-15 см. Лишайники, как известно, продуцируют низкомолекулярные органические кислоты, которые и подкисляют среду. По нашим данным, в этих обесцвеченных участках pH составляет 2,5, а толща золоотвала имеет pH 7,8-8,2. Исследования М.А. Глазовской [6] показали, что, несмотря на существенные различия в емкости и скорости биологического круговорота веществ в различных растительных формациях, эффект воздействия органических веществ на минеральную основу оказывается сходным. Недонасыщенные низкомолекулярные органические кислоты обусловливают процессы подзолообразования. Следует отметить, что такие обесцвеченные участки с линзами темно-серой зольной массы появляются только в местах с хорошо развитым покровом лишайников.

Важную роль в трансформации почвенного покрова прилегающих территорий к ТЭЦ играют эоловые процессы, что было зафиксировано на откосе дамбы с подветренной стороны. Дамба высотой 13,5 м была возведена по периметру отстойника на ТЭЦ-3. Она представляет супесчано-суглинистую толщу с некоторой долей щебня различных пород. На этом откосе сформировался литострат на естественных перемещенных отложениях. Здесь в результате эоловых процессов происходит накопление зольных частиц, что обусловило формирование нового предпочвенного образования. В профиле выделены следующие слои: O – Udcn,ae –U cn, ae,str–TCXstr. Диагностическими признаками являются: O – слаборазвитая дернина, участками припудрена с поверхности пеплом, Ud cn,ae, str – серый пепел на поверхности педов, TCX cn, str – минеральный грунт с отдельными небольшими линзами зольных прослоек.

Полученные данные свидетельствуют о высоком темпе трансформации почв урбанизированных ландшафтов под воздействием природно-техногенных и техногенных процессов. Они могут не только преобразовывать почвенный профиль, но и полностью изменить направление почвообразовательных процессов. В данном случае таковым является развитие процесса подзолообразования, которое не свойственно почвам естественных ландшафтов южного Приамурья и Приморья.

Разработка диагностических признаков предпочвенных образований может быть осуществлена только на основании свойственных данному профилю характеристик при данном конкретном техногенном процессе. Это даст возможность избежать повторов и неопределенности критериев в их диагностике. Для типизации преобразованных тел важно установить корреляцию между геолого-генетическими комплексами, техногенным морфолитогенезом и характером преобразования.

Литература

1. Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация / Под ред. Г.В. Добровольского. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.

2. Классификация и диагностика почв России СССР. М: Колос, 1977. 224 с.

3. Классификация и диагностика почв России / Сост. Шишов Д.Л., Тонконогов В.Д., Лебедева И.И. М: Почвенный ин-т им. В.В. Докучаева РАСХН, 2004. 342 с.

4. Подгорная Т.И. Опасные природно-техногенные геологические процессы на освоенной территории Дальнего Востока России. Хабаровск: Изд-во Тихоокеан. гос. ун-та, 2013. 285с.

5. Подгорная Т.И.Росликова В.И. Влияние техногенных геологических процессов на современное почвообразование в городах Дальнего Востока. Владивосток: Дальнаука, 1999. 75 с.

6. Глазовская М.А. Почвы мира. М.: Изд-во МГУ, 1972. Т. 1. 277 с.

УДК 631.47

ГЕОХИМИЯ ДОРОЖНОЙ ПЫЛИ (ЗАПАДНЫЙ ОКРУГ МОСКВЫ)

Рыжов А.В., Касимов Н.С., Власов Д.В.
МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва,
e-mail: 88nujabes88@mail.ru, secretary@geogr.msu.ru, vlasov.msu@gmail.com

Дорожная пыль – важный компонент городских ландшафтов, который формируется преимущественно под влиянием трех источников: придорожных почв, выбросов автотранспорта и атмосферных аэрозолей. Подробное изучение геохимии дорожной пыли в Москве уже проводилось в Восточном округе [2]. В Западном округе пробы отбирались в трех муниципальных районах: Можайском, Крылатском и Ново-Переделкино. Все точки приурочены к дворам и придомовым территориям, малым, крупным дорогам и МКАД, всего отобрана 21 проба дорожной пыли.

Гранулометрический состав дорожной пыли незначительно варьирует на разных типах автодорог. Все пробы дорожной пыли, отобранные во дворах, на больших и малых дорогах относятся к рыхлому песку (содержание физической глины от 2,1% в пыли малых дорог до 5% в пыли дворов). Содержание физической глины в дорожной пыли МКАД заметно выше (13,54%, супесь), что не соответствует тенденциям, которые наблюдались в Восточном округе Москвы [2]. Увеличение содержания физической глины связано, в первую очередь, с отсутствием привнесенного строительного песка (пробы пыли отобраны на развязках МКАД, приподнятых над землей) и установкой пылеуловителей.

Щелочно-кислотные условия. Измерения pH и TDS суспензии производилось в двух фракциях дорожной пыли: >0,05 мм и <0,05 мм. Дорожная пыль более крупных фракций имеет нейтральную реакцию среды (только пыль МКАД щелочная), фракция <0,05 мм – щелочную. Показатель pH увеличивается во фракции >0,05 мм в ряду малые дороги > дворы, крупные дороги >> МКАД. Увеличение pH во дворах объясняется наличием мраморной крошки в бóльших количествах, нежели в пыли других дорог, но максимальное значение pH (8,7) наблюдается в пыли Боровского шоссе, минимальное (6,4) – в пыли на перекрестке улиц Лукинской и Чоботовской в Ново-Переделкино, относящегося к большим дорогам. Показатель pH для фракции <0,05 мм увеличивается в ряду дворы > малые дороги > крупные дороги > МКАД, максимальный показатель pH (8,9) наблюдается в пыли развязки МКАД и Можайского шоссе, минимальный (7,5) – во дворе дома по адресу ул. Скульптора Мухиной, д. 8. Различия щелочности двух фракций связаны с высоким содержанием в крупной фракции строительного песка, который характеризуется кислой реакцией среды.

Валовое содержание тяжелых металлов и металлоидов (ТММ) определялось в 4 фракциях дорожной пыли: PM_1, PM_{1-10}, PM_{10-50} и $PM_{>50}$ и оценивалось относительно кларков верхней части литосферы. В дорожной пыли всех фракций накапливается Cd и деконцентрируется Ni. Во всех фракциях очень интенсивно накаплмвается Pb (КК>40). Во фракциях PM_1 и PM_{1-10} перечень накапливающихся элементов с КК=15-40 идентичен – Cu, Cd, W, однако их накопление в двух фракциях идет в противофазе. Элементы с КК=5-15 – Zn, Sn, Bi, Sb – имеют близкие значения в обеих фракциях. Слабо накапливается Mo (КК=3,7), в околокларковых концентрациях содержатся As, Co, Cr, Ni, V. Во фракции PM_{10-50} все ТММ содержатся в количестве 5-15 КК, за исключением Bi, Mo. Слабым рассеянием характеризуются As, Co, Cr, Ni, V. Во фракции $PM_{>50}$ высокие КК характерны для Cd, однако существенного накопления ТММ не происходит (все КК<3), что связано с высоким содержанием песка. Все фракции очень сильно обогащены Pb

(КК>40). При увеличении размера гранулометрических фракций происходит их обеднение ТММ.

Для оценки степени обогащения пылевых частиц дорожной пыли ТММ рассчитывались коэффициенты обогащения $К_е = (С / С_{норм})_{проба} / (С/С_{норм})_{земн.кора}$, где С и $С_{норм}$ – содержание интересующего и нормирующего элементов соответственно в пробе или в земной коре. В качестве нормирующего элемента использован La. В целом для Западного округа поступлением от антропогенных источников характеризуются Pb, Cu, Cd, W, Zn, Sn, Sb, Bi, Mo, а As, Co, V, Cr, Ni связаны с природными источниками (рис. 1). Точно такая же ситуация наблюдается на востоке Москвы – спектр накапливающихся элементов абсолютно идентичен [1].

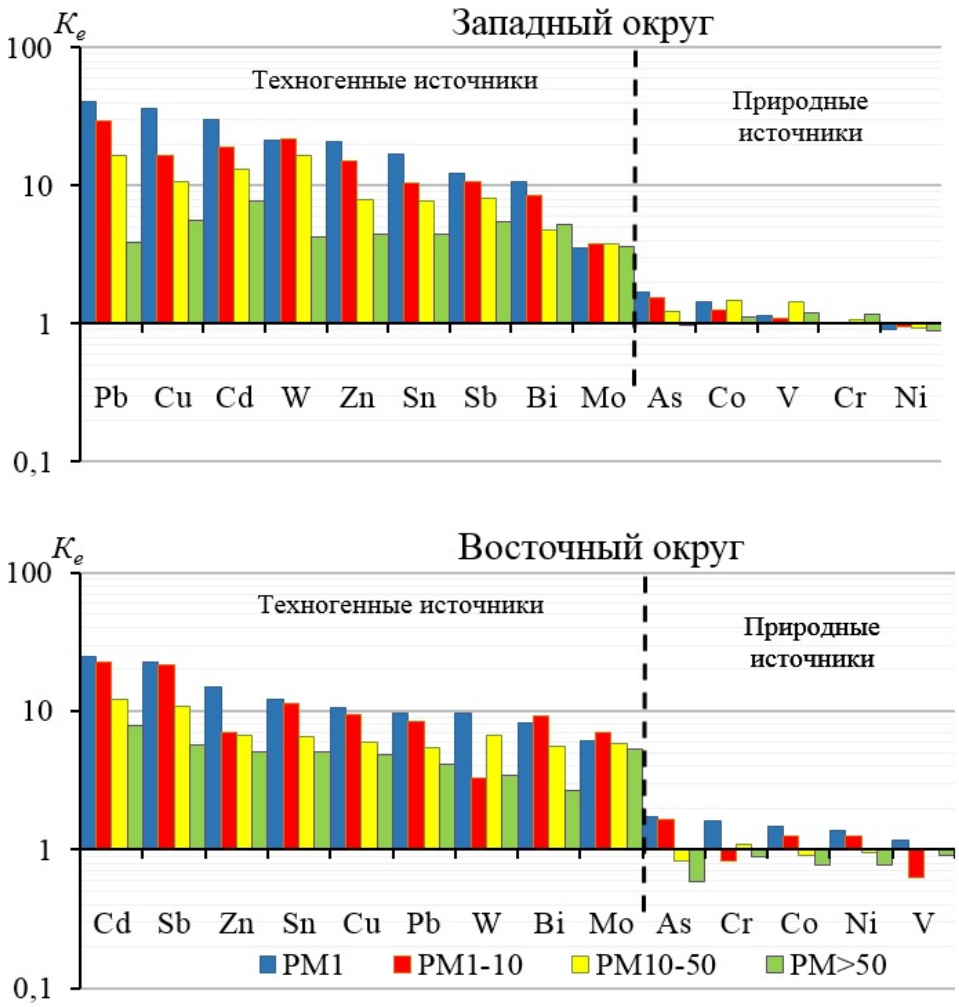


Рис. 1. Обогащение дорожной пыли ТММ в Западном и Восточном округах Москвы

Частицы PM_1 на всех дорогах сильно обогащены Pb, Cu, Cd, Zn ($К_е$>20), за исключением малых дорог, пыль которых интенсивно накапливает Sn, а во дворах и на МКАД – W. В целом, ряд накопления ТММ в пыли всех дорог выглядит так: Pb>>Cu>Cd>W,Zn,Sn>Sb>Bi. Уровень $К_е$ у Pb и Cu крайне высок в пыли МКАД и малых дорог (134 и 99 у Pb; 45 и 52 у Cu соответственно), уровень обогащения Cd пыли малых дорог очень высок ($К_е$ = 44), на других дорогах он ниже в 1,5 раза ($К_е$ = 26-27).

Во фракции PM_{1-10} накопление ТММ в пыли разных выделов контрастно – в пыли всех дорог наибольшее обогащение характерно для Pb, Cu, W, Cd, Zn, Sn, Sb ($К_е$ > 10), в пыли больших дорог также накапливается Bi. Во дворах наиболее сильно накапливаются W, Pb, Cd, Zn, а элементы Cu, Sn, Sb, Bi накапливаются с $К_е$ = 5-10. Относительно фракции PM_1 заметно уменьшение $К_е$ в соответствующих выделах для большинства

элементов в 1,5-2,5 раза, за исключением W, содержание которого увеличивается в пыли больших и малых дорог, а Sb – не изменяется.

PM_{10-50} характеризуются меньшим накоплением всех элементов, причем везде, кроме МКАД, Pb не имеет наибольший K_e. Уменьшение K_e Pb проявляется в ряду МКАД>малые дороги>крупные дороги>дворы, и в этом же ряду происходит увеличение K_e W.

Во фракции $PM_{>50}$ наименьшее накопление ТММ. В пыли всех дорог уровень K_e в 1,5-3 раза ниже у всех элементов, за исключением Mo, стабильно накапливающегося с K_e = 3,8-4,1. Кроме того, происходит увеличение содержания Bi, Cu, Pb в пыли больших, малых дорог и дворов соответственно. Содержание Mo по сравнению с фракцией PM_{10-50} также остается стабильным.

Таблица 1

Уровни обогащения дорожной пыли округов Москвы

Фракция	Z_e	
	Западный округ	Восточный округ*
PM_1	228	163
PM_{1-10}	135	109
PM_{10-50}	79	62
$PM_{>50}$	36	36
Пыль в целом	43	56

Примечание. Составлено по данным [1]

В целом обогащение дорожной пыли ТММ возрастает при уменьшении размера частиц, внутри каждой фракции распределение неоднородно. Оценка суммарного обогащения (Z_e) производилась по формуле $Z_e=\sum K_e - (n-1)$, при $K_e>1,5$, где n – число элементов с $K_e>1,5$. Отмечено, что суммарное обогащение во всех фракциях пыли, за исключением $PM_{>50}$, закономерно увеличивается в ряду дворы>большие дороги>малые дороги>МКАД, причем различия между дорогами тем значительнее, чем мельче частицы (во фракции PM_1 различия между малыми и большими дорогами достигают Z_e = 95, во фракции PM_{10-50} между дворами и большими дорогами – 12).

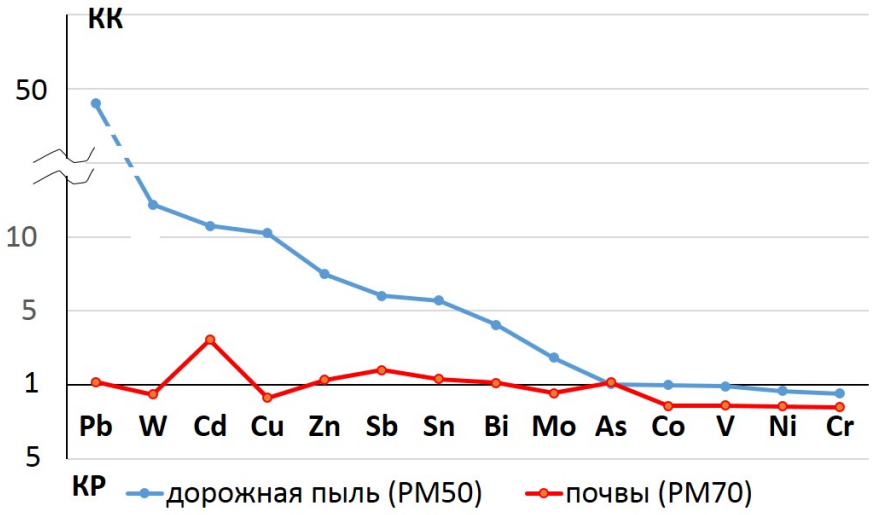


Рис. 2. Кларки концентрации ТММ почв и дорожной пыли Западного округа

Для оценки уровня обогащения частиц можно использовать градации для снеговой пыли [2]: при Z_e < 32 – низкий, 32-64 – средний, 64-128 – высокий, 128-256 – очень высокий, > 256 – максимальный [3]. Все пробы пыли фракции PM_1 имеют Z_e > 128, при-

чем пробы МКАД и малых дорог имеют максимальный уровень обогащения. При увеличении размера частиц уровень экологической опасности понижается на одну градацию. Однако пыль в целом имеет суммарный уровень обогащения от 29 во дворах до 66 на МКАД, что связано с высокой долей слабо обогащенных фракций.

Относительно данных, полученных в Восточном округе Москвы, можно говорить о большем уровне обогащения фракций PM_1, PM_{1-10} и PM_{10-50} в дорожной пыли Западного округа (табл. 1). Самые крупные частицы $PM_{>50}$ обогащены в обоих округах одинаково. Однако в целом пыль Восточного округа более загрязнена, что объясняется в среднем большим содержанием илистой фракции.

Валовый химический состав дорожной пыли и почв можно сопоставить с помощью кларков верхнего слоя земной коры. На рис. 2 представлены осредненные по Западному округу данные о кларковом содержании ТММ в почвах и дорожной пыли мелких фракций.

Геохимический спектр дорожной пыли: $Pb_{46}W_{13}Cd_{11}Cu_{10}Zn_7Sb_6Sn_{5,5}Bi_{4,5}Mo_{2,5}$. Для почв спектр выглядит следующим образом: $Cd_4Zn_{1,6}Pb_{1,5}W_{1,3}(Sb,Cu)_{1,1}$. В почвах ТММ (кроме Cd) не содержатся в количестве, превышающем 1,5 КК. Наибольшие различия характерны для Pb, Cu, W, Sn, Bi, Cd, Zn, Sb (4-45 КК). Почвенная пыль не является источником этих ТММ в дорожной пыли. Впрочем, элементы, не поступающие от техногенных источников в дорожную пыль, имеют гораздо более близкие значения КР в почвах и пыли, в особенности As, Co, Cr, V.

Литература

1. Власов Д.В. Геохимия тяжелых металлов и металлоидов в ландшафтах Восточного округа Москвы. Дисс… . к.г.н. М.: географический факультет МГУ, 2015. 160 с.

2. Власов Д.В., Касимов Н.С., Кошелева Н.Е. Геохимия дорожной пыли (Восточный округ Москвы) // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2015. № 1. С. 23-33.

3. Геохимия окружающей среды / Ю.Е. Сает, Б.А. Ревич, Е.П. Янин и др. М.: Недра, 1990. 335 с.

УДК 550.46:550.47

МОБИЛИЗАЦИЯ ФОСФОРА И КРЕМНИЯ ИЗ ГОРНЫХ ПОРОД ПОД ДЕЙСТВИЕМ ОРГАНИЧЕСКИХ КИСЛОТ

Савенко А.В., Савенко В.С.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: Alla_Savenko@rambler.ru

Большая часть химических элементов, относящихся к группе биогенных, извлекается организмами из водной среды, в которую они поступают из горных пород. Типичными представителями биогенных элементов являются фосфор и кремний, для которых в биосфере газообразные соединения имеют пренебрежимо малое значение. Переход биогенных элементов из горных пород в водные растворы связан с процессом растворения минералов, резко ускоряющимся под действием растворенных органических веществ – экзометаболитов живых организмов, в частности, гуминовых и фульвовых кислот, а также низкомолекулярных карбоновых кислот.

Несмотря на признание большой роли растворенных органических веществ в мобилизации биогенных элементов в зоне гипергенеза, имеется относительно мало экспериментальных данных, подтверждающих это положение. В настоящем сообщении приведены результаты экспериментов по изучению выщелачивания фосфора и кремния из горных пород органическими кислотами.

Агрессивность растворенного органического вещества в отношении горных пород обусловлена, в основном, действием функциональных групп, количественное определение которых значительно проще установления индивидуальных соединений, из которых на данный момент идентифицировано не более 10%. Это позволяет моделировать растворенное органическое вещество путем его замены смесью простых органических веществ, имеющих аналогичный функциональным группам состав и прочность (константы устойчивости).

Таблица 1

Распределение констант диссоциации карбоксильных групп в модельном растворе органических кислот и растворенном органическом веществе почвенных вод

Интервал значений $-\lg K$	Доля в общем количестве, %	
	модельный раствор	почвенные воды [1]
0–1	0,6	0,5
1–2	4,5	3,3
2–3	12,9	11,3
3–4	25,8	29,9
4–5	33,5	35,7
5–6	16,8	11,3
6–7	5,8	3,8
7–8	–	3,5
8–9	–	0,5
>9	–	0,3
Сумма	99,9	100,1

Систематизация данных по составу и распространению растворенных органических соединений в поверхностных и почвенно-грунтовых водах суши позволила приготовить модельный раствор органических кислот, имитирующий природное растворенное органическое вещество. Модельный раствор содержал следующие органические кислоты (в скобках приведены их концентрации в моль/л): адепиновую (0,5), бензойную (2,5), винную (2,0), галловую (0,5), глутаровую (0,5), коричную (1,0), лимонную

(2,0), малеиновую (0,25), малоновую (0,5), миндальную (2,0), муравьиную (2,0), пировиноградную (0,25), пропионовую (2,5), салициловую (2,0), уксусную (1,0), фталевую (2,0), щавелевую (1,0), яблочную (2,0) и янтарную (0,5). Эта смесь имела распределение констант диссоциации, соответствующее природному растворенному органическому веществу (табл. 1).

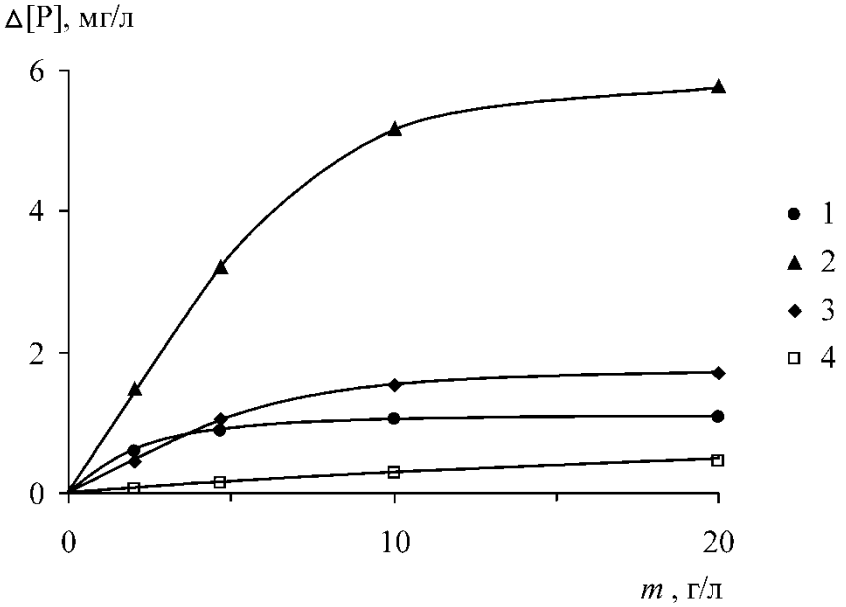


Рис. 1. Зависимость интенсивности выщелачивания фосфора органическими кислотами, присутствующими в многокомпонентном модельном растворе, от массовой доли горных пород: 1 – меймечит, 2 – андезитобазальт, 3 – альбитизированный риодацит, 4 – щелочной агпаитовый гранит.

Таблица 2

Химический состав образцов горных пород, использовавшихся в экспериментах, мас.% [2, 3]

Компонент	Образец			
	меймечит	андезитобазальт	альбитизированный риодацит	щелочной агпаитовый гранит
SiO_2	39,20	57,00	68,50	74,76
TiO_2	0,80	1,11	0,39	0,26
Al_2O_3	4,55	16,50	15,90	10,64
$Fe_2O_{3(общ)}$	12,55	8,60	3,32	4,50
FeO	6,80	5,75	2,42	1,61
MnO	0,17	0,15	0,055	0,12
MgO	30,00	4,05	0,71	0,10
CaO	4,50	6,55	2,90	0,32
Na_2O	0,18	3,68	3,52	4,24
K_2O	0,105	2,10	3,62	4,64
P_2O_5	0,100	0,370	0,070	0,024
F	0,030	0,040	0,040	0,062
п.п.п.	7,60	0,40	0,60	0,27
Сумма	106,6	106,3	102,0	101,5

В экспериментах использовали стандартные образцы горных пород разной основности, подробно охарактеризованные в [2, 3]: меймечит, андезитобазальт, альбитизированный риодацит и щелочной агпаитовый гранит. Химический состав пород приведен в табл. 2. Опыты состояли из двух серий, в которых изучали взаимодействие по-

род соответственно с комплексным раствором органических кислот и с дистиллированной водой при разном массовом отношении твердая фаза : раствор (от 1 : 500 до 1 : 50). В течение двух месяцев суспензии непрерывно перемешивали по 6–8 часов в сутки, затем две недели выдерживали без перемешивания. После этого раствор отфильтровывали через мембранный фильтр 0,22 мкм. В фильтрате определяли величину pH, а также содержание фосфатов и кремния колориметрическими методами с добавлением соответственно молибдата аммония с аскорбиновой кислотой и молибдата аммония с солью Мора [4]. Погрешность измерений составила ±0,01 pH и ±3%.

Таблица 3

Выщелачивание фосфора и кремния из горных пород многокомпонентным раствором органических кислот (РОВ) и дистиллированной водой (H_2O)

Массовая доля породы m, г/л	Конечные характеристики раствора							
	pH		[P], мг/л		Δ[P], мг/л	[Si], мг/л		Δ[Si], мг/л
	РОВ	H_2O	РОВ	H_2O	РОВ – H_2O	РОВ	H_2O	РОВ – H_2O
Меймечит								
2,0	4,04	7,97	0,588	0,0007	0,587	2,68	2,29	0,39
4,7	4,99	8,22	0,870	0,0011	0,869	3,97	3,33	0,64
10,0	5,82	8,37	1,049	0,0012	1,048	4,55	3,63	0,91
20,0	6,65	8,53	1,088	0,0013	1,087	4,85	3,67	1,18
Андезитобазальт								
2,0	2,77	7,34	1,476	0,0002	1,476	3,80	0,67	3,13
4,7	2,97	7,51	3,209	0,0005	3,208	6,61	1,31	5,29
10,0	3,19	7,69	5,180	0,0012	5,179	9,74	2,32	7,42
20,0	3,58	7,80	5,780	0,016	5,764	13,0	3,43	9,61
Альбитизированный риодацит								
2,0	2,71	7,25	0,444	0,0006	0,443	4,32	1,73	2,59
4,7	2,83	7,45	1,045	0,0016	1,043	8,11	3,22	4,89
10,0	2,96	7,74	1,547	0,0028	1,544	12,5	5,04	7,46
20,0	3,09	7,88	1,715	0,0031	1,712	15,6	6,15	9,41
Щелочной агпаитовый гранит								
2,0	2,56	7,31	0,061	0,0006	0,060	2,97	1,20	1,77
4,7	2,61	7,50	0,149	0,0031	0,146	6,10	2,36	3,75
10,0	2,67	7,81	0,284	0,012	0,272	10,2	3,91	6,33
20,0	2,80	7,99	0,511	0,057	0,454	14,3	5,02	9,27

В ходе экспериментов в присутствие горных пород произошло изменение растворенного органического вещества, которое выражалось в появлении интенсивной коричневой окраски, увеличивающейся с ростом массовой доли пород, тогда как в отсутствие твердой фазы раствор почти не окрашивался. При подкислении отфильтрованного раствора выпадал коричневый осадок, подобный гуминовым кислотам. Это свидетельствует о том, что минеральное вещество горных пород выступает в роли катализатора реакции полимеризации низкомолекулярных органических кислот.

В обеих сериях экспериментов (с модельным раствором органических кислот и с дистиллированной водой) при увеличении массового отношения порода : раствор происходило возрастание pH и концентраций растворенных фосфора и кремния (табл. 3). При этом поступление фосфора в дистиллированную воду было ничтожно мало (на 3 порядка ниже, чем опытах с раствором органических кислот), тогда как концентрации кремния при растворении пород в дистиллированной воде и растворе органических кислот имели одинаковый порядок величины.

Как для фосфора, так и для кремния интенсивность выщелачивания органическими кислотами (Δ[P] и Δ[Si]), которую оценивали по разности концентраций соот-

ветствующих элементов в опытах с модельным раствором органических кислот и с дистиллированной водой, нелинейно увеличивалась с ростом массовой доли горных пород (рис. 1, 2) и находилась в прямой зависимости от содержания в последних P_2O_5 и SiO_2 (табл. 2).

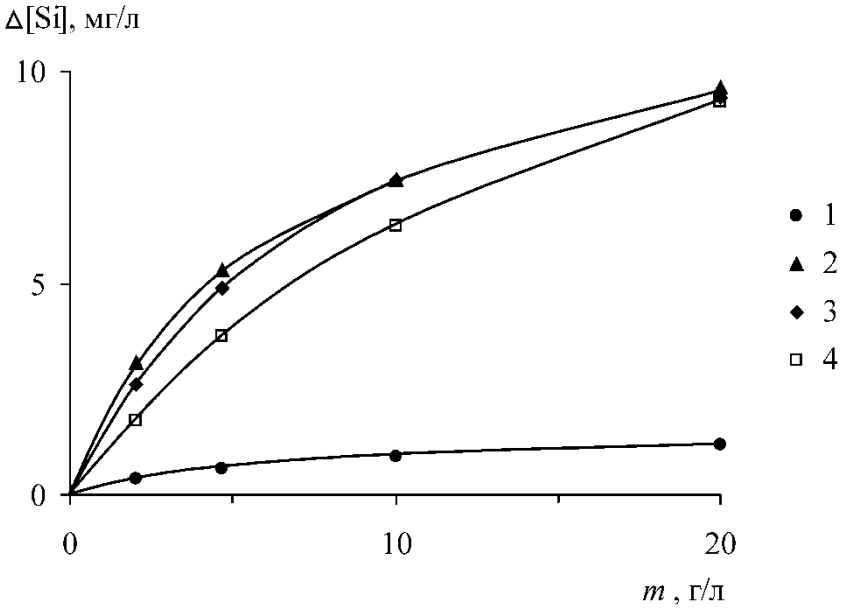


Рис. 2. Зависимость интенсивности выщелачивания кремния органическими кислотами, присутствующими в многокомпонентном модельном растворе, от массовой доли горных пород: 1 – меймечит, 2 – андезитобазальт, 3 – альбитизированный риодацит, 4 – щелочной агпаитовый гранит.

Так, по интенсивности выщелачивания фосфора органическими кислотами горные породы располагаются в ряд, практически точно совпадающий содержанием в них P_2O_5 (указано в скобках в мас.%):

андезитобазальт (0,370) >> альбитизированный риодацит (0,070) ≈ меймечит (0,100) > щелочной агпаитовый гранит (0,024).

Для интенсивности выщелачивания кремния прослеживается аналогичная корреляция с содержанием в породах SiO_2:

андезитобазальт (57,0) ≈ альбитизированный риодацит (68,5) ≈ щелочной агпаитовый гранит (74,8) >> меймечит (39,2).

Таким образом, в результате проведенных экспериментов установлено сходное поведение фосфора и кремния в процессе их мобилизации из горных пород под действием органических кислот. Главной чертой этого процесса является увеличение интенсивности выщелачивания биогенных элементов органическими кислотами с ростом содержания соответствующих оксидов в горных породах.

Литература

1. Soil Chemistry and Biogeochemical Processes in Soil. Oslo: University of Oslo, Dept. of Chemistry, 2006. 58 p. URL: http://folk.uio.no/rvogt/CV/Presentations/Soil chemistry - Introduction.pdf

2. Стандартные образцы состава дальневосточных магматических пород. Иркутск: НИИ Прикладной физики Иркутского гос. ун-та, 2002. 24 с.

3. Стандартные образцы химического состава природных минералов. Иркутск: Иркутский гос. ун-т, 1990. 220 с.

4. Лурье Ю.Ю. Унифицированные методы анализа вод. М.: Химия, 1971. 375 с.

УДК 631.41

ОПРЕДЕЛЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ЭЛЕМЕНТОВ НИЖЕ ПРЕДЕЛА ОБНАРУЖЕНИЯ ПРИ ГЕОХИМИЧЕСКОМ АНАЛИЗЕ ПОЧВ

Савичев А.Т.(1), Водяницкий Ю.Н.(2)

(1) *Геологический институт РАН, Москва, e-mail: savichev.1947@mail.ru*

(2) *МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: yu.vodyan@mail.ru*

Химический состав почв является основой любого геохимического исследования. На основе его данных решают множество задач связанных с миграцией элементов и загрязнением почв. Вместе с тем, при использовании данных валового химического состава почв накопились вопросы, требующие разрешения. Одна из проблем связана с изучением микро- и наноэлементов.

Иногда в профиле почвы встречаются образцы, где содержание какого-либо элемента снижается до уровня ниже предела обнаружения данным методом анализа. Известно, что при использовании экспрессного и дешевого рентгенофлуоресцентного (РФА) метода, выявить содержание элементов ниже 3-4 мг/кг не представляется возможным [1, 2]. В последние годы этот метод удалось модифицировать, используя рентгенорадиометрический анализ (РРА) [3]. Это позволило расширить набор доступных редких элементов, но не снизило порог их обнаружения. Есть такие же ограничения и у других методов, например, у масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой. Содержание мышьяка нельзя определить при содержании < 1 мг/кг, ниобия < 0,1 мг/кг, молибдена < 0,05 мг/кг [4]. В результате в таблице оставляют пробелы, затрудняющие статистическую обработку результатов. Это касается не только валового химического состава, но и фракционного состава.

Исследователи предложили различные статистические методы определения концентрации элементов ниже пределов обнаружения. Эти методы используют при масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (МС-ИСП). Пределы обнаружения у этого метода на несколько порядков ниже, чем для РФА и его разновидности РРА. Элементы недоступные МС-ИСП наиболее рассеянные, и они распределяются в почве и горных породах не по нормальному закону, а логнормальному. Поэтому исследователи предлагают различные компьютерные программы, основанные на логарифмических преобразованиях [5, 6].

У методов РФА и РРА предел обнаружения гораздо выше и их проблемы иные, они связаны с выявлением более распространенных элементов, содержание которых ниже 4-5 мг/кг. Среди них, некоторые лантаниды (Pr, Sm) и такой галоген как Br. Их распределение в почвах скорее отвечает нормальному, чем логнормальному.

Поэтому для заполнения пробелов, полученных при использовании рентгенофлуоресцентного анализа можно использовать более простые статистические методы. Один из них – корреляционный анализ, когда содержание более редкого элемента меньше предела обнаружения только в части выборки. Тогда можно получить уравнение регрессии связи этого редкого элемента с более распространенным его химическим аналогом. Например, так можно пополнить базу данных содержанием низкокларковых лантанидов: Pr, Sm (их почвенные кларки 7 и 4,6 мг/кг, соответственно), если в почве известно содержание более распространенных их химических аналогов: Y, La, Ce, Nd (их почвенные кларки 23, 27, 56,7 и 26 мг/кг, соответственно).

Аналогично, при известном содержании в части выборки брома (его почвенный кларк 10 мг/кг), можно дополнить сведения о нем на основе данных о распределении другого галогена – хлора (его почвенный кларк 300 мг/кг).

Цель работы: применить регрессионный анализ для расчета определения содержания химических элементов ниже предела обнаружения методами РФА и РРА.

Расчет недостающих данных основан на использовании уравнений регрессии зависимости содержания искомого элемента от содержания элементов с более значительным кларком или даже с меньшим кларком, но вызывающим меньше проблем при его определении в данной почве. Например, самарий (Sm) при низком содержании в почве нельзя выявить методом РРА. Но у другого лантанида, лантана (La) почвенный кларк в пять раз выше. В силу сходства химических свойств всех лантанидов, в почвенном разрезе может обнаружится достоверная статистическая связь Sm = *f* (La). Используя уравнение регрессии для исходных концентраций, можно для образца с известным содержание лантана, путем экстраполяции подсчитать примерное содержание самария. Для повышения точности расчета необходимо повторить такую же операцию для получения уравнения регрессии связи содержания самария с другими химическими элементами, и получив еще несколько расчетных величин содержания самария, подсчитать его среднее содержание и ошибку определения.

Предлагаемый регрессионный метод расчета пригоден только для тех элементов, у которых определены в почве химические и геохимические аналоги, что гарантирует высокие коэффициенты корреляции между элементами. Регрессионный метод может быть применен для расчета содержания низкокларковых лантанидов (Sm, Pr), если есть данные о распределении в профиле высококларковых (Y, La, Ce). Его можно также применять для расчета содержания низкокларкового брома, если есть данные о содержании высококларкового галогена – хлора. Сильное химическое сродство элементов в пределах групп лантанидов и галогенов делает возможным такие расчеты. В ряде почв, такого рода корреляции достаточно надежны, что дает возможность выполнения наших расчетов.

Успех данной процедуры зависит от адекватности уравнения регрессии. Мы использовали степенное регрессионное уравнение. Пусть имеются два массива измеренных концентраций элементов «*x*» и «*y*» : $x_{изм\ i}$ и $y_{изм\ i}$, где индекс *i* пробегает значения *i* = 1, 2, 3, …., *N*. Найдем функциональную зависимость между этими массивами. Для этого вводим массив вычисленных концентраций элемента «*y*» : $y_{выч\ i} = f\ (x_{изм\ i})$.

Для степенного уравнения регрессии зависимость между массивами $x_{изм\ i}$ и $y_{выч\ i}$ выглядит так:

$$y_{выч\ i} = \alpha\ x_{изм\ i}{}^{\beta}, \qquad (1)$$

где показатель степени β незначительно отличается от единицы. Очевидное преимущество такого подхода состоит в автоматическом ходе вычисленного массива $y_{выч\ i}$ в нуль при уменьшении значений $x_{изм\ i}$. Параметры α и β определяются из минимизации выражения:

$$\sum_{i=1}^{N} [(y_{выч\ i} - y_{изм\ i})^2 / y_{изм\ i}] = \sum_{i=1}^{N} [(\alpha\ x_{изм\ i}{}^{\beta} - y_{изм\ i})^2 / y_{изм\ i}] = \min \qquad (2)$$

Минимизация выражения (2) означает, что неизвестные параметры ищутся из минимизации *K*-фактора ($\Delta y/y^{½}$), а не из минимизации абсолютного (Δy) или относительного отклонения ($\Delta y/y$), как это принято в стандартных математических обеспечениях. При известном показателе степени β коэффициент α вычисляется как:

$$\alpha = (\sum_{i=1}^{N} x_{изм\ i}{}^{\beta}) / [\sum_{i=1}^{N} (x_{изм\ i}{}^{2\beta} / y_{изм\ i})] \qquad (3)$$

Процедура вычисления параметров α и β осуществляется по следующему алгоритму. Показатель степени β меняется с небольшим шагом (например, 0,01), от единицы вверх и вниз и на каждом шаге подсчитывается коэффициент α по формуле (3), затем вычисляются элементы массива $y_{выч\ i}$ по формуле (1) и подсчитывается дисперсия *K*-фактора:

$$\{\frac{1}{N-1}\sum_{i=1}^{N}[(y_{выч\,i}-y_{изм\,i})^2 / y_{изм\,i}]\}^{½} \quad (4)$$

Процедура изменения показателя степени β продолжается до получения минимального значения дисперсии *К*-фактора по формуле (4). После этого вычисляется коэффициент корреляции R^2 между массивами $y_{выч\,i}$ и $y_{изм\,i}$ при оптимально выбранном показателе степени β.

В математическом обеспечении «Excel» имеется степенная регрессия, однако в ней осуществляется минимизация абсолютного отклонения, поэтому коэффициенты корреляции получаются ниже, чем в предлагаемой нами процедуре.

В качестве примеров используем данные о содержании некоторых элементов, содержание которых в профиле почв страдает неполнотой данных. В одном или в нескольких образцах их содержание было ниже предела обнаружения. Обратимся к конкретным примерам.

Исходное содержание лантанидов в торфяно-подзолистых почвах Хибинско-Ловозерской провинции приведено в работе [3]. В семи образцах удалось определить содержание Sm, которое варьировало от 3 до 19 мг/кг. Среднее содержание самария 9,4 мг/кг. Еще в семи образцах почвы самарий выявить не удалось. Но во всех 14 образцах было установлено количество лантана, оно варьировало от 16 до 171 мг/кг.

Применение степенной регрессии для высококларковых лантанидов Y, La, Ce дало высокие значения коэффициента корреляции R^2 = (0,95–0,97). Это говорит о высокой точности определения лантанидов рентгенофлуоресцентным и рентгенорадиометрическим методами, что позволяет достоверно выявить корреляции между этими элементами. Для более низкокларковых лантанидов Nd и Pr коэффициенты корреляции несколько ниже: ~ (0,91–0,98) для Nd и ~ (0,85–0,88) для Pr. Чем ниже содержание элемента, тем, соответственно, ниже коэффициент корреляции, что говорит об увеличении относительной ошибки измерений. Следует отметить, что показатель степени β в регрессионном уравнении для высококларковых лантанидов превышает единицу, тогда как при переходе к низкокларковым становится меньше единицы.

Для Sm применение степенной регрессии к измеренной части выборки показывает достаточно высокие коэффициенты корреляции ~ (0,86–0,89), что позволили оценить содержание элемента в тех образцах, где аналитически выявить его не удалось.

В южной части о. Сахалин, на восточном побережье, благодаря близости океана, буроземы сильно обогащены галогенами [1]. Это касается как хлора, так и брома. При этом в буроземе глееватом содержание брома удалось выявить во всех горизонтах. Но в буроземе типичном в самом нижнем гор. BC содержание Br было ниже определения. В буроземе оподзоленном содержание брома было слишком низком в горизонтах BM1 и BM2. Попытаемся оценить содержание брома в этих трех буроземах.

Степенной подход позволяет установить функциональную зависимость между содержаниями хлора и брома и провести интерполяцию неизмеренных содержаний брома. Следует отметить, что данный подход позволяет выявить несогласия в профильном распределении брома и хлора. Это ярко отразилось в горизонтах AY2 и BM бурозема глееватого, где расчетные значения содержания брома в 1,5-4 раза ниже фактических. Такие отклонения обусловлены аномальным накоплением брома в этих горизонтах, нарушающего «типичное» соотношение Cl/Br.

Оценить содержание брома в гор. BC бурозема типичного и в горизонтах BM1 и B2 бурозема оподзоленного не удалась. В буроземе типичном расчетное содержание оказалось завышенным: 9,5 мг/кг, его нельзя признать правдоподобным, так как такие концентрации РФА фиксирует. Ситуация с оподзоленным буроземом несколько лучше: содержание брома 4,8 мг/кг в гор. BM1 можно признать правдоподобным. Таким образом, два галогена (бром и хлор) распределены не вполне согласовано в профиле буро-

земов, что затрудняет использовать регрессионную зависимость для оценки содержания брома ниже предела обнаружения.

Так, использование степенных уравнений регрессии их зависимости от содержания в профиле почв высоколарковых лантанидов может заполнить пробелы в содержании низкокларковых лантанидов.

Аналогично можно рассчитать содержание низкокларкового Br, получив уравнение зависимости его от содержания высококларкового галогена – Cl.

Литература

1. Водяницкий Ю.Н., Манахов Д.В., Савичев А.Т. Макро- и микроэлементы, включая редкие земли, в некоторых почвах острова Сахалин // Почвоведение. 2015. № 10. С. 1210-1221.

2. Водяницкий Ю.Н., Савичев А.Т., Трофимов С.Я., Шишконакова Е.А. Накопление тяжелых металлов в загрязненных нефтью торфяных почвах // Почвоведение. 2012. № 10. С. 1109-1114.

3. Савичев А.Т., Водяницкий Ю.Н. Совершенствование рентгенорадиометрического метода для диагностики лантанидов в почвах // Почвоведение. 2012. № 7. С. 744-753.

4. Levitan D.M., Schreiber M.E., Seal R.R., Bodnar R.J., Aylor J.G. Developing protocols for geochemical baseline studies: An example from the Coles Hills uranium deposit, Virginia, USA // Appl. Geochem. 2014. Vol. 43. P. 88-100.

5. Palarea-Albaladejo J. Martin-Fernandez J.A. A modified EM alr-algorithm for replacing rounded zeros in compositional data sets // Computers & Geosciences. 2008. Vol. 34. P. 902-917.

6. Palarea-Albaladejo J. Martin-Fernandez J.A., Bucciani A. Compositional methods for estimating elemental concentrations below the limit of detection in practice using R // J. Geochem. Explor. 2014. Vol. 141. P. 71-77.

УДК 631.47

ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ ОТХОДОВ ПЕРЕРАБОТКИ АПАТИТОВ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ В САРАТОВСКОМ ЗАВОЛЖЬЕ

Самонов А.Е.(1), Ваньшин Ю.В.(2)
(1) *ВИНИТИ РАН, Москва, email: tat.yulina2015@yandex.ru*
(2) *СГУ, Саратов, email: vanshin1946@mail.ru*

Проблема накопления фосфогипса в СССР и России имеет долгую, почти 75-летнюю историю, тесно связанную с периодом советской индустриализации, когда были открыты и введены в эксплуатацию хибинские (позднее ковдорские) месторождения апатитсодержащих руд и фосфоритов из разных регионов; построены первые заводы по производству минеральных удобрений. Переработка апатитовых и фосфоритовых концентратов преимущественно экстракционным сернокислотным способом (85% фосфорсодержащего сырья) обусловила накопление объемных отходов производства фосфатных удобрений в виде фосфогипса – дигидрата и полугидрата ($CaSO_4 \cdot nH_2O$), содержащего повышенные количества до сих пор не извлекаемых особо ценных и токсичных компонентов – фтора, стронция, редкоземельных металлов (РЗМ) и др., а также особо токсичных – урана и тория.

Объемы современного ежегодного накопления фосфогипса в России составляют 11-12 млн т, в советское время – около 30 млн т. К 2015 г. объемы накопленного фосфогипса только на действующих предприятиях Химпрома в нашей стране достигают более 250 млн т, распределяясь по основным предприятиям МХК «ФосАгро», «УралХим» и «ЕвроХим». В нашем докладе основное внимание обращено к экологической обстановке, сложившейся вокруг ООО «Балаковские минеральные удобрения» (БМУ) в Саратовском Заволжье. За более чем 35-летний период его работы на территории промплощадки БМУ накоплено 55 млн т фосфогипса и около 3-5 млн т пиритных огарков – отходов сопутствующего сернокислотного производства. Важной особенностью БМУ является то, что предприятие работало только на одном хибинском апатитовом сырье с однородным составом загрязняющих среду компонентов.

На БМУ хранилища фосфогипса и пиритных огарков (частично рекультивируемых) технически и морально устарели, занимают значительные земельные отводы (1,5-2 км^2) и загрязняют окружающую среду всем комплексом ингредиентов-токсикантов, содержащихся в хранилищах, жидких стоках, воздушных выбросах и пылях. Все они загрязняют воздух, почвы и водные компоненты экосистем, включая подземные источники водоснабжения. Такие отходы промышленных производств чаще всего относятся к IV классу токсичности. Тем не менее, необходимо изменить отношение, в первую очередь, к фосфогипсу – ни как к вредному, постоянно накапливающему (до 2,1 млн т ежегодно) отходу производства, а как к ценному техногенному минеральному сырью, имеющему большой инновационный потенциал не только для БМУ, но и всего волжского региона.

В фосфогипсе БМУ содержится комплекс ингредиентов-токсикантов: фосфор в виде остаточной пленочной фосфорной кислоты на кристаллах гипса – 1,2-1,6%; фтор – 0,3-0,6%, стронций – 1,1-1,6%; редкоземельные элементы – 0,4-0,6%; торий, уран и др.). Пиритные огарки обогащены мышьяком и группой тяжелых металлов (свинцом, цинком, медью, никелем, кобальтом, барием, ванадием, железом и марганцем). Радиус негативного воздействия на окружающую среду этих хранилищ с ежегодно увеличивающими запасами фосфогипса оценивается в настоящее время в 10-15 км.

Установлено, что радионуклидное загрязнение почв в зоне влияния БМУ распространяется не менее, чем на 15 км вокруг «белой горы» фосфогипса и представлено

природными долгоживущими радионуклидами – радиокалием (^{40}К), радием (^{226}Ra) и торием (^{232}Th). Эти радионуклиды характеризуются наибольшей корреляционной зависимостью, что указывает на локальный постоянно действующий источник их поступления – от отвалов фосфогипса. Максимальных значений суммарная эффективная удельная активность ($А_{эф.}$) исследуемых радионуклидов достигает в почвах в непосредственной близости (в 1,5-км зоне) от отвалов фосфогипса (рис. 1).

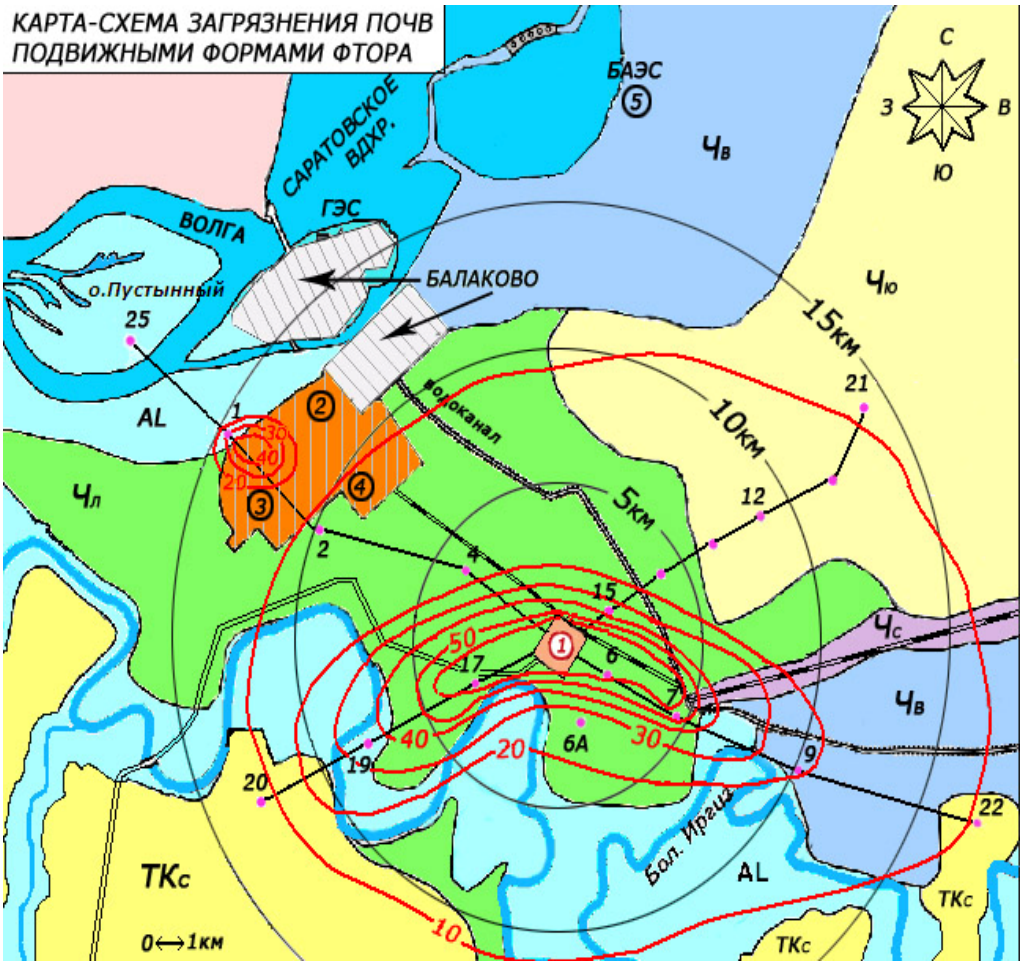


Рис. 1. Радиогеохимическая характеристика почв ландшафтов в зависимости от расстояния до отвалов фосфогипса БМУ

Хемогенное промышленное загрязнение почв промзоны (1,5-км) БМУ характеризуется суммарным коэффициентом загрязнения, который составил Z_C = 161 по валовому содержанию 19 элементов-загрязнителей, что, по классификации Ю.Е. Саета [1] считается очень высоким и чрезвычайно опасным для почвенной биоты и человека. Исследования 15-км зоны влияния БМУ показали, что этот показатель в удаленных зонах гораздо ниже: от Z_C = 48 (сильное загрязнение) в 5-км зоне до Z_C = 47 в 10-км зоне (умеренное загрязнение) и до Z_C = 31 (слабого) в 15-км зоне. Ослабление суммарного загрязнения по валовому содержанию элементов не соответствует истинной картине опасности химического загрязнения выделенных зон удаления. Для этого было организовано изучение состава и количества подвижных (легкорастворимых и труднорастворимых) форм 19-ти элементов-загрязнителей.

В водных вытяжках, характеризующих легкорастворимые формы элементов в почвах, уровень их содержания составляет 0,12-11% от валового количества. В то же время концентрация легкорастворимых форм элементов-загрязнителей превышает ПДК в питьевых и рыбохозяйственных водах – в 5-км зоне максимальные значения составляют: для меди превышение в 460 раз; никеля – 87; железа – 47; стронция – 32; иттрия – 30; мышьяка – 17 и кобальта в 4 раза. Суммарное превышение ПДК только по 7 элементам из 19 составило 645 раз, что в 14 раз больше Z_C в 5-км зоне по валовому содержанию 19-ти элементов-загрязнителей. Все это характеризует истинную активность миграции элементов в ландшафте и опасность химического загрязнения в зоне влияния БМУ. Содержание же исследуемых элементов-загрязнителей в кислотных вытяжках в 5-12 раз выше, чем в водных вытяжках, и это также указывает в целом на высокую степень потенциальной техногенной нагрузки загрязняющих компонентов БМУ

на окружающую среду. Кстати, в 5-км зону загрязнения попадает примерно 7-км акватория самого большого в Саратовском Заволжье притока Волги р. Большой Иргиз (рис. 2).



Условные обозначения:

Классификация почв	Промышленные предприятия и хранилища отходов
Чв - черноземы выщелоченные	**1** ОАО «БМУ» с хранилищами
Чю - черноземы южные	**2** ТЭЦ и хранилище ШЗО
Чс - черноземы солонцеватые	**3** ПО «Химволокно»
Чл - черноземы луговые	**4** ПО «Резинотехнические изделия»
ТКс - темно-каштановые почвы	**5** БАЭС с отстойником-охладителем
AL - аллювиальные почвы	-- **20** – изолинии превышения ПДК фтора в почвах

Рис. 2. Карта-схема загрязнения почв подвижными формами фтора

Установлено также высокое содержание подвижных форм фтора в почвах всей 15-км зоны влияния БМУ. Фтор – наиболее летучий элемент из всех изученных загрязняющих компонентов, что обусловливает его трехкратное превышение ПДК (в растворенной форме) даже на фоновом участке, удаленном более чем на 20 км от БМУ. В 5-км зоне выявлены аномалии фтора, превышающие 25-30-кратно ПДК (рис. 2). Высокую степень загрязненности почв зоны наблюдения имеют сера, стронций и фосфор. Очевидно, что совместное нахождение в почвах техногенных ландшафтов растворимых форм этих загрязняющих элементов будет обусловливать синергетический эффект опасного и долговременного загрязнения окружающей среды в целом, ее отдельных компонентов и, особенно, растительности, почвенной фауны, поверхностных и подземных вод.

Проведенные исследования показывают необходимость принятия скорейших мер по организации утилизации в первую очередь текущего (2,1 млн т в год), а в дальнейшем и лежалого в отвалах (55 млн т) фосфогипса на БМУ. Дальнейшее наращивание запасов фосфогипса в отвалах уже через 5 лет даст увеличение радиационного и химического загрязнения вокруг БМУ как минимум в 1,5 раза по уровню загрязнения и увеличения зоны влияния до 20-25 км. Что будет происходить через 10-15 лет бесконтрольного накопления фосфогипса, можно только предположить и ужаснуться. Оптимистический вариант только один – скорейшая утилизация текущего фосфогипса и последующая комплексная переработка накопленного в отвалах фосфогипса с реальными темпами переработки не менее 2-3 млн т в год.

В заключение следует отметить, что негативные медико-экологические и социально-правовые последствия радиационно-химического загрязнения города Балаково и его окрестностей, где проживает 260 тыс. человек, постоянно накапливаются и давно вызывают повышенную обеспокоенность местной и региональной общественности [4].

Литература

1. Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. Геохимия окружающей среды. М. Недра, 1990. 335 с.

2. Самонов А.Е., Мелентьев Г.Б., Ваньшин Ю.В. Экологическое воздействие хранилищ фосфогипса и пиритных огарков на среду обитания и перспективы их комплексной переработки // Экология промышленного производства. 2008. № 2. С. 65-76.

3. Самонов А.Е. Оценка воздействия отходов переработки апатитов на окружающую среду // Безопасность в техносфере. 2009. № 6. С. 3-9.

4. Самонов А.Е., Мелентьев Г.Б. Четыре аспекта накопления фосфогипса // Химия и бизнес. 2009. № 7. С. 49-53.

УДК 546.65(440.318)

ЛАТЕРАЛЬНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ГРАНУЛОМЕТРИЧЕСКИХ ФРАКЦИЯХ ПОЧВ ОВРАЖНОЙ СИСТЕМЫ ЛЕСНОЙ ЗОНЫ

Самонова О.А.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: oasamonova@mail.ru

Распределение редкоземельных элементов: La, Ce, Sm, Eu, Tb, Yb, Lu (РЗЭ) в различных типах почв, корреляционная связь с их физико-химическими свойствами, почвообразовательными процессами, изучается многие десятилетия [1-7], однако характеристика их содержания в отдельных гранулометрических фракциях почв мало представлена в литературе. Не исследовано поведение РЗЭ в бассейновых системах. Это обуславливает актуальность анализа дифференциации содержаний РЗЭ в почвах оврага – локальной ландшафтно-геохимической системе, которую можно представить как модель бассейновой системы микроуровня, а также в отдельных гранулометрических фракциях почв оврага, что сделает оценку геохимической трансформации твердой фазы почвенного материала в процессе механического перемещения более корректной.

Цель данной работы: анализ содержания и латерального распределения РЗЭ во фракциях: 1-0,25 мм, 0,25-0,05 мм, 0,05-0,01 мм, 0,01-0,001 мм, < 0,001 мм и в общей почвенной массе гумусового горизонта почв оврага, выявление трендов геохимического изменения фракций в процессе механического перемещения. Объект исследования – овраг, расположенный на левом берегу р. Протвы, в юго-восточной части Смоленско-Московской возвышенности. Рельеф района типичен для вторичных моренных равнин. Начало формирования оврага относится ко второй половине голоцена, он имеет простую ромбовидную форму в плане, его длина не превышает 200 м, глубина в средней части достигает 8 м. Склоны прямые, крутизна от 20 до 50^{o}. Бровки оврага четкие, поперечный профиль V-образный, в приустьевой части – U-образный. В верхней части овраг последовательно прорезает маломощные покровные суглинки, флювиогляциальные пески и сильноопесчаненную московскую морену [8]; в средней части – углубляется в легкоразмываемую толщу водно-ледниковых песков и алевритов, частично вскрывает слой днепровской морены, представленной тяжелыми суглинками, насыщенными крупнообломочным материалом. В целом, продольный профиль днища имеет правильную вогнутую форму. Конус выноса оврага наложен на высокую пойму. На водосборной территории оврага преобладают дерново-среднеподзолистые почвы; почвенный покров склонов и днища оврага представлен дерновыми, дерновыми слаборазвитыми разностями; конуса выноса оврага – дерновыми почвами.

В образцах гумусовых горизонтов почв, отобранных на водосборе (4 пробы), правом борту (3 пробы), днище (3 пробы), конусе выноса оврага (1 проба) определено значение $pH_{KCl,}$ содержание $C_{орг.}$ по Тюрину; валовое содержание La, Ce, Sm, Eu, Tb, Yb, Lu в общей почвенной массе и отдельных гранулометрических фракциях – масс-спектральным с индуктивно-связанной плазмой (ICP-MS) методом на приборе Elan – 6100 (Perkin Elmer, США). Гранулометрический анализ выполнен пирофосфатным методом, фракция 1-0,25 мм выделена ситовым методом, остальные – отмыты водой. Овраг рассматривался как единая система, в которой склоны, днище, конус выноса находятся в тесном взаимодействии между собой и с водосборной областью; выборки для статистической обработки сформированы в соответствии с принадлежностью проб к этим геоморфологическим элементам. Для оценки латерального распределения РЗЭ рассчитывался коэффициент латеральной дифференциации (L), равный отношению среднего содержания элемента в данной выборке (склон, днище и т.д.) к его содержанию в почвах или отдельных гранулометрических фракциях водосбора.

В табл. 1 приведено среднее арифметическое содержание РЗЭ в общей почвенной массе и гранулометрических фракциях почв для овражной системы в целом. Содержания РЗЭ в почвенной массе не выходят за интервалы значений, приведенные в [1, 7], а вариабельность изменяется от 9,8% для Eu до 17,4% для La. В гранулометрических фракциях концентрация элементов увеличивается в ряду: песок–пыль–ил; наиболее контрастно она изменяется между фракциями 1-0,25 мм, 0,25-0,05 мм и 0,05-0,01 мм.

Таблица 1

Среднее содержание (1, мг/кг) и вариабельность (2, %) РЗЭ в гранулометрических фракциях и общей почвенной массе гумусовых горизонтов почв овражной системы, число проб – 11

Фракция, мм	Параметры	Элементы, мг/кг						
		La	Ce	Sm	Eu	Tb	Yb	Lu
1-0,25	1	9,3	18,9	1,6	0,5	0,2	0,6	0,1
	2	16,5	19,4	19,8	10,7	18	12,4	15,8
0,25-0,05	1	15	30,3	2,4	0,5	0,3	1	0,2
	2	35,1	30,5	20,1	16,2	18,5	17,8	17,1
0,05-0,01	1	29,2	62	5,3	1	0,7	2,4	0,4
	2	11,7	12,1	11,3	10,6	11,2	9,2	7,5
0,01-0,001	1	40,1	76,2	7,9	1,6	1,1	3	0,4
	2	12,6	19,5	16,2	18,5	17,7	15,5	16
< 0,001	1	41,7	78,6	7,3	1,5	1	2,7	0,4
	2	10,6	13,7	18,6	18,6	17,8	17,2	13,3
почвенная масса	1	27,3	57,5	4,7	0,9	0,6	1,8	0,3
	2	17,4	14,3	12,9	9,8	11,6	12,5	15,1

Это, очевидно, связано с различием минералогического состава между песчаными и пылеватыми фракциями, более однородным минералогическим составом и преобладанием вторичных глинистых минералов в тонких фракциях. Вариабельность, превышающая 20%, наблюдается лишь у La, Ce, Sm в мелкопесчаной фракции, где эта величина максимальна для всех элементов, кроме Eu (табл. 1). Коэффициенты корреляции в данных выборках показали тесную положительную связь между всеми изученными элементами и отсутствие таковой с гидроксидами Fe и Mn.

Информация о характере и контрастности латерального распределения содержаний РЗЭ по геоморфологическим элементам оврага в гранулометрических фракциях и почвенной массе содержится в табл. 2.

Во фракции 1-0,25 мм на склонах оврага, относительно водосбора, наблюдается слабое увеличение содержаний всех РЗЭ (L лежит в интервале 1,1–1,5), кроме Ce, в днище оврага относительно склонов также возрастает содержание всех элементов (интервал L возрастает до 1,3-1,7), за исключением Yb (табл. 2). На конусе выноса и в днище содержания РЗЭ мало отличаются, что может быть связано с общим генезисом карбонатных флювиогляциальных песков, являющихся почвообразующими отложениями. По днищу оврага от верховьев к низовьям наблюдается слабый тренд снижения содержания Yb и Lu (r=-0,9, p=0,07 и r=-0,8, p=0,3, – соответственно) и увеличение содержания Eu (r=0,8, p=0,3), однако эти тренды статистически не значимы.

В мелкопесчаной фракции на склонах слабо увеличивается содержание La, Ce, Sm, и снижается – Lu, Eu, Yb; величина L изменяется в интервале 0,8–1,4. в днище концентрации РЗЭ почти не отличаются от содержания на водосборе. На конусе выноса количество Lu и Eu не изменяется относительно склонов, концентрации остальных элементов – минимальны. По днищу оврага тренды в распределении РЗЭ отсутствуют.

Во фракции 0,05-0,01 мм наблюдается практически равномерное распределение РЗЭ в системе склоны–днище–конус выноса, проявляется тенденция одинакового уве-

личения содержания РЗЭ в этих геоморфологических позициях относительно водосбора (табл. 2). По днищу оврага тренды в распределении РЗЭ не выявлены.

Таблица 2

Латеральная дифференциация РЗЭ в гранулометрических фракциях* и почвенной массе гумусовых горизонтов почв овражной системы.

Фракция, мм	Геоморфологическая позиция	Ряды коэффициентов латеральной дифференциации (L) РЗЭ
1-0,25	Склоны	Ce1**,La1,1,Eu1,2,Sm,Tb1,3,Yb1,4,Lu1,5
	Днище	Ce,Eu1,3,La,Yb1,4,Tb1,6,Sm,Lu1,7
	Конус выноса	Ce1,2,La1,3,Eu,Yb1,4,Sm,Tb1,5,Lu1,6
0,25-0,05	Склоны	Lu0,8,Eu,Yb0,9,Tb1,Sm1,1,Ce1,3,La1,4
	Днище	Sm,Lu0,9,La,Ce,Eu,Tb,Yb1
	Конус выноса	La,Ce,Sm,Tb,Yb0,7,Lu0,8,Eu0,9
0,05-0,01	Склоны	La,Ce,Eu,Lu1,1,Sm,Tb,Yb1,2
	Днище	La,Ce1,Sm,Eu,Tb,Yb,Lu1,1
	Конус выноса	Lu1,La,Ce,Sm,Eu,Tb,Yb1,1
0,01-0,001	Склоны	La,Ce1,1,Lu1,2,Sm,Eu,Yb1,3,Tb1,4
	Днище	La1,Ce1,1Yb,Lu1,3,Sm,Eu,Tb1,4
	Конус выноса	Ce1,La1,1,Lu1,2,Tb,Yb1,3,Sm1,4,Eu1,5
<0,001	Склоны	Ce0,8,La1,Sm,Eu,Tb,Yb,Lu1,1
	Днище	Ce0,9,La1,Lu1,1,Sm,Eu,Tb,Yb,1,2
	Конус выноса	нет данных
почва	Склоны	La,Ce,Sm,Yb,Lu0,9,Eu,Tb1
в целом	Днище	La,Ce,Yb,Lu0,8,Eu,Sm,Tb0,9
	Конус выноса	La,Ce,Sm,Yb,Lu0,8,Tb0,9,Eu1

* число проб для каждой гранулометрической фракции и почвы в целом на склонах и в днище – 3, на конусе выноса – 1

** число рядом с символом элемента – коэффициент латеральной дифференциации

Во фракции 0,01-0,001 мм на склонах, относительно водосбора, слабо увеличивается содержание РЗЭ, соответствующие коэффициенты лежат в интервале 1,1–1,4; в днище и на конусе выноса эти концентрации почти не изменяются. По днищу оврага наблюдается тренд увеличения содержания Sm и Lu (r=1, p=0,006 и r=0,9, p=0,04, – соответственно), для других элементов также характерно увеличение концентраций от верховьев к низовьям, однако статистически эти тренды не значимы.

В илистой фракции распределение РЗЭ по геоморфологическим элементам овражной системы более равномерное, чем в средне и мелкопылеватых фракциях. На склонах выявлено слабое увеличение содержания Sm, Eu, Tb, Yb, Lu (L=1,1) и снижение содержания Ce (L=0,8). В днище отмечена тенденция роста содержания всех элементов, относительно склонов, но величина L увеличивается только на 0,1; количество Lu не изменяется. По днищу оврага проявляется тренд увеличения содержания Lu (r=0,9, p=0,03), для других элементов, кроме Ce, также характерно увеличение концентраций от верховьев к низовьям, однако статистически эти изменения не значимы.

В общей почвенной массе гумусовых горизонтов почв, на склонах оврага, относительно водосбора, наблюдается слабое снижение содержаний Ce, La, Sm, Yb, Lu (L=0,9). В днище оврага относительно склонов уменьшается содержание La, Ce, Yb, Lu (L=0,8), Eu, Tb(L=0,9), что вероятно, объясняется ростом количества мелкопесчаной фракции, имеющей тесную отрицательную связь с содержанием РЗЭ, не изменяется содержание Sm (L=0,9). На конусе выноса концентрации РЗЭ почти не отличаются от содержания в днище, что, очевидно, обусловлено сходством гранулометрического и химического состава этих почвенных горизонтов. По днищу оврага, от верховьев к низовьям, наблю-

дается слабое снижение содержания La, Ce, Sm, которое, однако, статистически не достоверно (r=-0,9 при p>0,05).

Проведенные исследования выявили дифференциацию содержаний РЗЭ в гумусовых горизонтах почв овражной системы, как в общей почвенной массе, так и в составляющих ее гранулометрических фракциях. Однако, контрастность распределения РЗЭ слабая, коэффициенты латеральной дифференциации не опускаются ниже 0,7 для La, Ce, Sm, Tb, Yb в мелкопесчаной фракции конуса выноса и поднимаются до 1,6 для Sm,Tb,Lu во фракции крупного и среднего песка почв внутренней части оврага – склонах, днище и конусе выноса. Вероятно, это обусловлено изменением минералогического состава песчаных фракций в процессе транспорта и переотложения, увеличении в них доли не только кварца, но и устойчивых акцессорных минералов. Таким образом, наиболее контрастное распределение РЗЭ выявлено в песчаных фракциях. В крупнопылеватой и в илистой фракции прослеживается более равномерное распределение РЗЭ по геоморфологическим элементам оврага. Для илистой фракции это объясняется однородностью минералогического и химического состава, ее максимальным, по сравнению с другими фракциями, преобразованием почвенно-геохимическими процессами. Крупнопылеватая фракция, по результатам ранее проведенного исследования [9], образовалась не «in situ», и возможно, имеет эоловый генезис, определивший состав и формы содержания РЗЭ, которые почти не изменяются современными миграционными процессами.

Типы латерального распределения РЗЭ в общей почвенной массе и в отдельных гранулометрических фракциях различаются; в почвенной массе наблюдается снижение содержаний РЗЭ на склонах и в днище, т.е. овраг для этих элементов является транзитной системой. В гранулометрических фракциях почв внутренней части оврага концентрации РЗЭ, либо слабо увеличиваются, либо не изменяются относительно водосбора, исключением является мелкопесчаная фракция. Вероятно, это связано с довольно высоким уровнем содержания подвижных форм РЗЭ в почвах [5], участие которых в физико-химической миграции обусловливает геохимическую трансформацию отдельных гранулометрических фракций в процессе механического перемещения.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта Российского научного фонда № 14-27-00083.

Литература

1. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 237 с.

2. Водяницкий Ю.Н., Горячкин С.В., Савичев А.Т. Распределение редкоземельных (Y, La, Ce) и других тяжелых металлов в профиле почв подзолистого ряда // Почвоведение. 2011. № 5. С. 546–555.

3. Водяницкий Ю.Н. Геохимическое фракционирование лантанидов в почвах и горных породах (обзор литературы) // Почвоведение. 2012. № 1. С. 69-81.

4. Переломов Л.В. Взаимодействие редкоземельных элементов с биотическими и абиотическими компонентами почв // Агрохимия. 2007. № 11. С. 85-96.

5. Переломов Л.В., Асаинова Ж.С., Йшида С., Иванов И.В. Содержание редкоземельных элементов в почвах Приокско-Террасного биосферного заповедника // Почвоведение. 2012. № 10. С. 1115-1126.

6. Самонова О.А. Редкоземельные элементы: лантан, церий, самарий, европий в лесостепных почвах Приволжской возвышенности // Почвоведение. 1992. № 6. С. 45-51.

7. Bowen H.J.M. Environmental chemistry of the elements. N.Y.: Acad. Press, 1979. 333 p.

8. Панин А.В., Каревская И.А., Фузенина Ю.Н., Шеремецкая Е.Д. Среднеголоценовая фаза оврагообразования в Юго-Западном Подмосковье // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5.

География. 2009. № 6. С. 62-73.

9. Самонова О.А, Асеева Е.Н. Геохимический анализ покровных и моренных суглинков бассейна Средней Протвы // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2006. №2. С. 43-48.

УДК 631.47

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ПОЧВ ПОДГОЛЬЦОВОГО ПОЯСА НА СРЕДНЕМ УРАЛЕ (НА ПРИМЕРЕ ГПЗ «БАСЕГИ»)

Самофалова И.А.

Пермская ГСХА, Пермь, e-mail: samofalovairaida@mail.ru

В каждом высотном поясе складывается комплекс экологических условий, определяющих направленность почвообразовательных процессов и специфику структуры почвенного покрова. Горно-луговые почвы занимают 0,6% площади края и являются основными опорными пунктами сохранения генетического разнообразия флоры и фауны, поэтому они предложены в категорию редких почв [1]. Почвы подгольцового пояса изучены в меньшей степени. Почвенный покров заповедников представляет собой систему редких и эталонных почв. Эталонные территории необходимы в качестве тестовых участков фонового почвенного мониторинга. Элементный состав почв – одна из основных характеристик почвы, которая отражает итоги почвообразования.

Цель исследования – определить геохимические особенности горных почв подгольцового пояса на Среднем Урале. Объект исследований: почвы подгольцового пояса Среднего Урала на территории заповедника «Басеги». Исследования проводились в 2011-2014 гг. Почвенные разрезы заложены на высоте от 900 м до 570 м (подгольцовый пояс) на горе Северный Басег (954 м н.у.м.) под различными фтоценозами (17 разрезов). Использовали субстантивно-профильную классификацию почв [2, 3]. В работе комплексное исследование распределения элементов в почвенном покрове проводилось с использованием методического аппарата ландшафтно-геохимических исследований, физико-химического, физического и химического анализа почв, элементов статистики. Анализы проводили на кафедре почвоведения Пермской ГСХА по общепринятым методикам. Статистическая обработка проведена в программах «Анализ данных» в Microsoft Excel и STATISTICA 12.0. Использовали методы: информационный анализ – расчет энтропии (S) химического состава по формуле: $S = -\sum_{i=1}^{N}\left(\frac{x_i}{G}\right)\log_2\left(\frac{x_i}{G}\right)$, где, x_i – содержание i оксида; G– сумма всех оксидов, %; N– число оксидов [4]; корреляционный анализ; кластерный анализ методом Варда.

На основании экологических условий формирования исследуемые почвы объединены в подгруппы: 1 – подпояс криволесья; 2 – подпояс субальпийских лугов; 3 – подпояс паркового редколесья. Так, подпояс криволесья представлен типами почв: литоземом серогумусовым, лито-дерново-элювоземом ожелезненным и серогумусовой глинисто-иллювиированной почвой; подпояс субальпийских лугов: серогумусовая метаморфизированная, серая метаморфическая, бурозем элювиированный; подпояс паркового редколесья: бурозем ожелезненный, темногумусовая метаморфизированная, бурозем темногумусовый метаморфизированный, бурозем темногумусовый глинисто-иллювиированный, литозем серогумусовый глинисто-иллювилированный, серогумусовая ожелезненная [5].

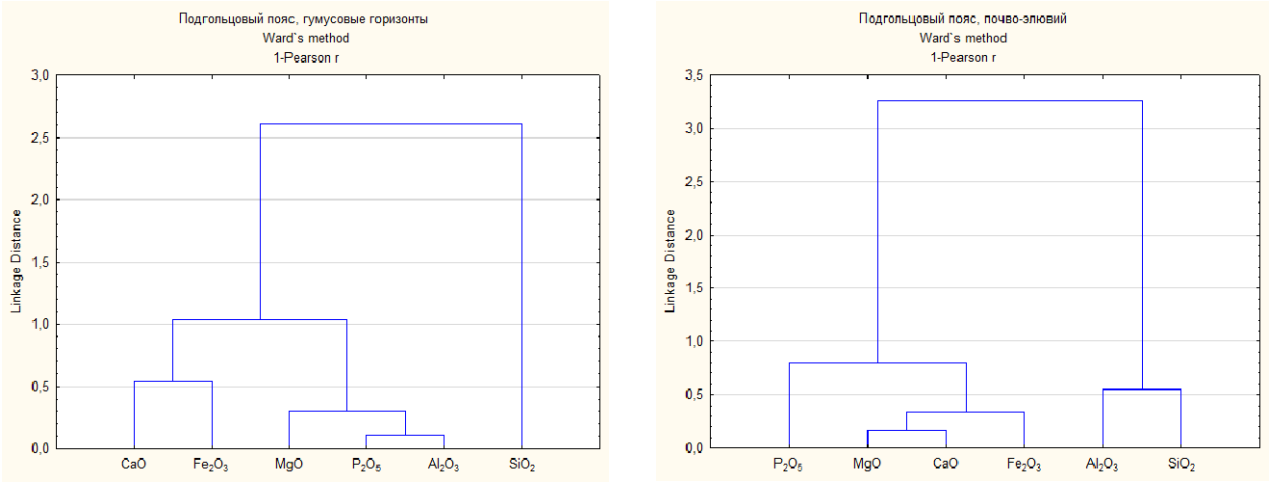
Содержание органического вещества (ОВ) в почвах колеблется от 4,8 до 7,9 %. С глубиной количество ОВ более или менее постепенно уменьшается. Почвы имеют очень сильнокислую реакцию среды (pH_{KCl} 3,5-4,4). Почвы характеризуются высокой величиной гидролитической кислотности (в верхних горизонтах в пределах 10,7-20,7 м-экв/100 г). Почвы обеднены обменными основаниями (от 2,0 до 18,6 смоль/кг). Величина емкости катионного обмена варьирует от умеренно низкой (20,5 смоль/кг) до средней (33,2), в среднем оставаясь умеренно низкой. Наблюдается постепенное уменьшение величины емкости катонного обмена вниз по профилю.

Считается, что содержание SiO_2 в почве составляет, в среднем, около 70% [5]. Валовой SiO_2 в почвах подгольцового пояса варьирует от 47,8 до 81,6%. По мере снижения от криволесья к парковому редколесью, накопление SiO_2 на некоторой глубине профиля возрастает. Содержание Al_2O_3 варьирует от 7,0 до 25,3%. В исследуемых почвах содержание Fe_2O_3 варьирует от 1,3 до 12,9%. В большей степени содержание оксида железа варьирует в почвах криволесья, (от 1 до 13%), в отличие от субальпийских лугов и паркового редколесья, где наблюдается примерно одинаковое содержание оксида железа, 3-7%. Валовое содержание оксидов CaO, MgO в большей степени варьирует в почвах субальпийских лугов, чем, в криволесье и парковом редколесье. Валовое содержание P_2O_5 варьирует в почвах криволесья от 0,01 до 0,13%, субальпийских лугов – 0,12-0,19%, паркового редколесья – 0,05-0,09%.

Распределение $Si0_2$, Al_2O_3, Fe_2O_3 по профилю почв криволесья равномерно-элювиальное, равномерно-аккумулятивное и регрессивно-аккумулятивное, то есть в почвах криволесья отмечается аккумуляция компонентов в верхней части профиля, что указывает на первичное почвообразование на высоте более 700 м.

Под субальпийскими лугами в почвах также отсутствует резкая дифференциация профиля по содержанию оксидов. Недифференцированный тип распределения отмечается для CaO и MgO. По типам распределения можно диагностировать процессы аккумуляции в верхней части профиля и некоторой элювиальности. В подпоясе субальпийских лугов наблюдаются следующие типы распределения оксидов по профилю: недифференцированное, элювиально-иллювиальное, аккумулятивно-элювиально-иллювиальное и прогрессивно-элювиальное.

В подпоясе паркового редколесья, в целом, наблюдаются те же типы распределения оксидов по профилю, что и в подпоясе субальпийских лугов.



а б

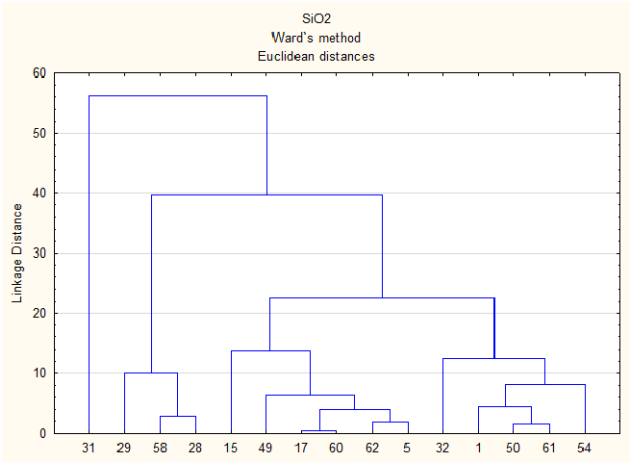
Рис. 1. Дендрограммы содержания элементов в профиле почв подгольцового пояса: в гумусовом горизонте (а) и в почво-элювии (б)

Для почв криволесья наибольшая дисперсия отмечается для оксида кремния, наименьшая для оксида железа. Однако, наибольший коэффициент варьирования наблюдается у оксида железа, наименьший у кремния. Для почв субальпийских лугов наибольшая дисперсия отмечается для оксида алюминия, наименьшая для оксида железа. Наибольший коэффициент варьирования наблюдается у оксида алюминия, наименьший у кремния. Для почв паркового редколесья наибольшая дисперсия отмечается для оксида кремния, наименьшая для оксида железа. Наибольший коэффициент варьирования наблюдается у оксида железа, наименьший у кремния. В почвах криволесья максимальный размах изменчивости для кремния отмечается в нижних гори-

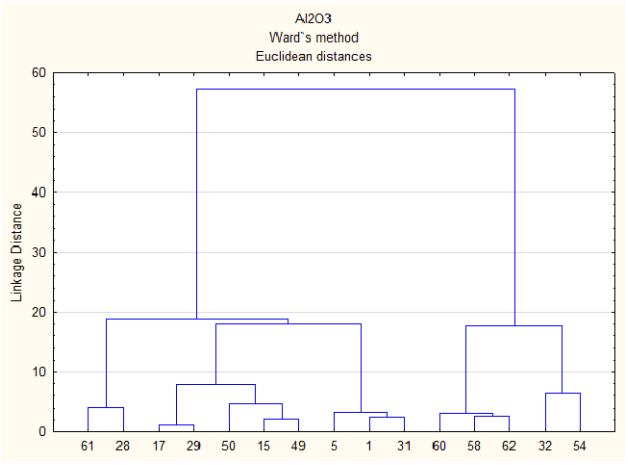
зонтах, а для алюминия и железа – в верхней части профиля, что связано с биогенным накоплением. В целом, среднее содержание оксидов постепенно снижается к почво-элювию. Под луговой растительностью содержание кремния и алюминия постепенно увеличивается к нижней части профиля. Содержание железа более-менее стабильно в срединной части профиля, сильно варьируя в гумусовом горизонте и в почво-элювии. В почвах паркового редколесья более дифференцированное распределение оксидов.

Исходя из результатов валового состава почв, была определена частота встречаемости элементов в гумусовых горизонтах и в почво-элювии (породе), по отношению к кларку в Земной коре. Все элементы, кроме Al и Fe, ниже своих кларковых значений в Земной коре. Повышенные содержания этих элементов не имеют техногенной природы.

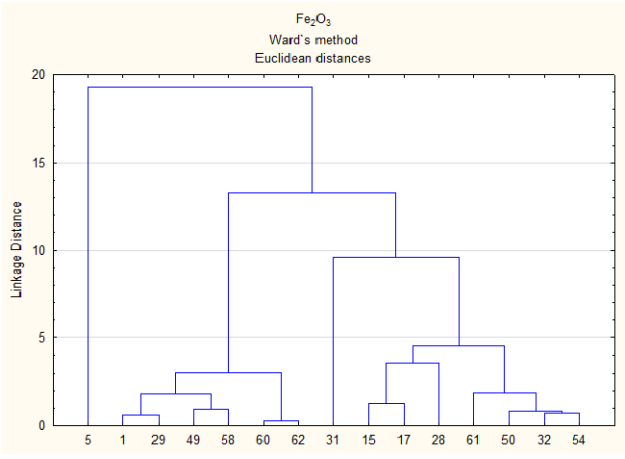
Кластерный анализ методом Варда демонстрирует различные объединения химических элементов в зависимости от приуроченности и генетическому горизонту (рис. 1). Так, в гумусовом горизонте почв обозначились кластеры по тесноте связи (0,5): MgO-P_2O_5-Al_2O_3; CaO-Fe_2O_3 (рис. 1а). Обособленным от всех оказался SiO_2.



а



б



в

Рис. 2. Дендрограммы содержания алюмосиликатов в почвах: SiO_2 (а), Al_2O_3 (б), Fe_2O_3 (в)

Рассматривая элементный состав почв в породе, обозначаются иные геохимические ассоциации элементов (рис. 1б) по тесноте связи менее 1,0: MgO-CaO-Fe_2O_3. Обособленным оказался P_2O_5, кластер- Al_2O_3-SiO_2.

Построены дендрограммы содержания основных элементов входящих в состав алюмосиликатов (рис. 2). Так, по содержанию SiO_2. выделяются три кластера: разрезы 58, 28, 29 – почвы отдела органо-аккумулятивных почв (серо- и темногумусовые метаморфизированные); р. 17, 60, 62, 5, 49, 15 – почвы отдела структурно-метаморфических почв (буроземы); р. 50, 61, 15, 54, 32 образуют кластер, в котором почвы принадлежат к

отделу литоземов и структурно-метаморфических почв. Разрез 31 (лито-дерново-элювозем ожелезненный) не входит ни в один кластер и отдельно стоит от других почв.

По содержанию Al_2O_3 наблюдается формирование 5 кластеров, по подтиповым признакам (рис. 2б): р. 61, 28 (метаморфизированные почвы), р. 17, 29 (темногумусовые почвы), р. 50, 15, 49 (глинисто-иллювиированные почвы), р. 5, 1, 31 (ожелезненные почвы), р. 60, 58, 62 (метаморфические почвы). По содержанию Fe_2O_3 формируются 5 кластеров (рис. 2в), которые, можно рассматривать не только с точки зрения, принадлежности к тому или иному отделу почв, но и высотной поясности, экспозиции склона. Так, р. 1, 29 (парковое редколесье, юго-западная, юго-восточная) , р. 49, 58 (вершина склона), р. 60, 62 (субальпийские луга, вершина склона), р. 15, 17, 28 (парковое редколесье, восточная), р. 61, 50, 32, 54 (парковое редколесье). Разрезы 5 и 31 связей с другими разрезами не имеют.

Такое различие геохимических ассоциаций элементов в разных подпоясах может указывать на различную скорость и интенсивность воздействия факторов почвообразования и как следствие, проявление почвообразовательных процессов и выветривания.

Валовой химический состав представляет многокомпонентную систему, которую можно охарактеризовать с помощью фундаментальных физических характеристик – энтропии (S), которая характеризует меру неупорядоченности системы [4]. Энтропия близка к нулю при максимально неравномерном распределении компонентов в системе (упорядоченная система) и максимальна при полностью равномерном распределении компонентов в системе (неупорядоченная система). Самопроизвольный рост энтропии в закрытых системах отражает переход от неравномерного, неравновесного распределения компонентов к равномерному, равновесному их распределению.

В литоземах криволесья S валового состава меньше, чем под субальпийскими лугами и парковым редколесьем, т.е. почвы криволесья более дифференцированы по химическому составу. В почвах под субальпийскими лугами значение S выше, чем в почвах криволесья и редколесья (1,53-1,88). Энтропия здесь выше, чем для среднего состава почвы (1,36). Элементный состав менее дифференцирован и является более стабильным под луговой растительностью. В почвах паркового редколесья S составляет 1,27-1,71 и более дифференцированно изменяется по профилю. В буроземе (р. 58) значения S несколько выше, что связано с большей дифференциацией оксидов под елово-пихтовыми крупно-травными лесами. Причем, в буроземе на вершине склона S выше (1,38), чем в буроземах на склоне восточной экспозиции (1,07-1,03). Таким образом, можно говорить о большей дифференциации химического состава почв на склонах восточной экспозиции.

Изменение энтропии по профилю почв оценивали по парным коэффициентам корреляции со всеми оксидами химического состава по типам растительности подгольцового пояса. Анализируя зависимость между S и содержанием оксидов, отмечается высокая связь энтропии от содержания Fe_2O_3 в подпоясе криволесья и паркового редколесья; а также отрицательная тесная с SiO_2 в криволесье и отрицательная средняя в остальных подпоясах Вероятно, высвобождение и распределение этих оксидов являются признаком буроземообразования, в результате которого происходит разрушение первичных минералов с образованием вторичных глинистых минералов.

Существенным признаком подзолообразования является высокая связь между энтропией и содержанием SiO_2, Al_2O_3, Fe_2O_3 [4]. В исследуемых почвах такой связи с оксидами не наблюдается, что указывает на отсутствие проявления подзолообразования. Энтропия в почвах криволесья сильно зависит от содержания P_2O_5, MgO, CaO, а под субальпийскими лугами от MgO. В парковом редколесье S не зависит от элементов-биофиллов.

Анализ корреляции между показателем S и органическим веществом, Сгк и pH, показал, что в целом, в подгольцом поясе не наблюдается никаких взаимосвязей, кроме подпояса криволесья, где отмечаются тесные связи с органическим веществом и Сгк

Таким образом, дифференциация химического состава в почвах в пределах подгольцового пояса зависит от разных компонентов. Более неравномерное и контрастное распределение характерно для почв криволесья.

Рассчитан модифицированный показатель соотношения кремнезема и полуторных оксидов, характеризующий внутрипочвенное выветривание (Квв). Коэффициент диагностирует максимальное внутрипочвенное выветривание в лито-дерново-элювоземе ожелезненном на высоте более 700 м н.у.м. В субальпийском поясе Квв является наименьшим (разрезы 62, 58, 60). Процессы внутрипочвенного выветривания в большей степени проявляются на склонах южной и юго-восточной экспозиции.

Определены геохимические особенности почв подгольцового пояса на Среднем Урале:

- однородность валового состава горизонтов, что указывает на отсутствие проявления оподзоливания;
- высокое содержание алюминия и железа в пределах всего профиля (выше кларка);
- почвы по сходству и близости распределения железа, кремния, алюминия объединяются в несколько кластеров по типам; по подтиповым признакам почв; по содержанию железа; по высоте н.у.м. и экспозиции склона;
- энтропия валового состава в почвах криволесья меньше, чем под субальпийскими лугами и парковым редколесьем, более неравномерное, контрастное распределение элементов характерно для почв криволесья;
- распределение элементов в геохимических рядах показывает, что в составе почв преобладают элементы первичных минералов, что в свою очередь указывает на процессы выветривания в почвах и их биологическое закрепление;
- геохимические коэффициенты диагностируют максимальное выветривание минеральной массы почвы на высоте более 700 м н.у.м. (криволесье).

Таким образом, в пределах подгольцового пояса создаются различные условия для формирования почв, что проявляется в их геохимических особенностях.

Литература

1. Еремченко О.З., Филькин Т.Г., Шестаков И.Е. Редкие и исчезающие почвы Пермского края // Пермь. 2004. С. 92.

2. Классификация и диагностика почв России / Авторы и составители: Л.Л. Шишов, В.Д. Тонконогов. И.И. Лебедева, М.И. Герасимова. Смоленск: Ойкумена. 2004. 342 с.

3. Полевой определитель почв. М.: Почвенный институт им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.

4. Водяницкий Ю.Н. Энтропия как обобщающая характеристика валового химического состава почв // Почвоведение. 1986. № 11. С. 105-107.

5. Самофалова И.А., Лузянина О.А. Почвы заповедника «Басеги» и их классификация // Пермский аграрный вестник. 2014. № 1 (5). С. 50-60.

6. Орлов Д.С., Садовникова Л.К. Химия почв. М.: Высшая школа, 2005. 558 с.

УДК 550.42/502.175

ГЕОХИМИЯ ОТЛОЖЕНИЙ В ЛОКАЛЬНЫХ ПОНИЖЕНИЯХ МИКРОРЕЛЬЕФА НА УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ

Селезнев А.А., Ярмошенко И.В.
Институт промышленной экологии УрО РАН, Екатеринбург,
e-mail: seleznev@ecko.uran.ru

Определены основные физико-химические свойства и геохимическая специализация отложений в локальных понижениях микрорельефа на урбанизированных территориях. Отложения (иначе говоря, осадок или грязь из луж) классифицируются как поверхностная грунтовая фация современных антропогенных отложений [1]. Фация формируется в понижениях микрорельефа из-за особенностей планировки территорий, техногенных процессов, нарушения стока атмосферных осадков, и является самой верхней частью суммарного «культурного слоя» города [2]. Материал отложений представлен частицами почв и грунтов, песка, торфа и пыли. Поллютанты вовлекаются в процессы миграции и накопления осадка. Содержание тяжелых металлов в отложениях является информативным индикатором состояния урбанизированной среды. Накопление искусственного радиоактивного изотопа Cs-137 в отложениях позволяет оценить возраст искусственных грунтов в микроландшафте городских территорий. Анализ связи тяжелых металлов и Cs-137 в отложениях дает возможность определять основные загрязнители территории города, проводить датировку, оценку годового поступления и фонового содержания поллютантов компонентах окружающей среды.

В настоящее время существует необходимость получения более полной информации о перераспределении поллютантов при комплексной оценке экологической и геохимической обстановки на урбанизированных территориях. Отложения в локальных понижениях микрорельефа играют важную роль как депо концентрирования поллютантов и геоиндикатор, отражают экологическую обстановку и ее изменение, и являются перспективным компонентом опробования при проведении эколого-геохимических исследований [3].



а б

Рис. 1. Распространение отложений в локальных понижениях микрорельефа на селитебных территориях городов Екатеринбург (а) и Тюмень (б)

Опробование отложений проведено на селитебных территориях в кварталах с многоэтажной застройкой в крупных городах уральского региона: Екатеринбург (210 проб), Нижний Тагил (90), Тюмень (95) и Челябинск (100). На рис. 1 показано распро-

странение отложений в локальных понижениях микрорельефа на селитебных территориях городов Екатеринбург (рис. 1а) и Тюмень (рис. 1б).

Города располагаются на территориях, характеризующихся разным геологическим строением, разной геохимической специализацией, развитием промышленности и урбанизацией. Отложения отбирались из верхнего 5-см горизонта. Масса отобранной пробы составляла 1,0–1,5 кг. После подготовки отложений определялся вещественный состав отложений. Гранулометрический анализ выполнялся сухим и методом отмучивания, через мембранные фильтры выделяли мелкие гранулометрические фракции. Проводился минералогический анализ фракции 1 мм. В водной вытяжке из отложений ионометрическим методом измеряли величину pH. Методом гамма-спектрометрии определяли содержание радионуклида Cs-137. Содержание металлов (Pb, Zn, Cu, Co, Mn, Fe, Ni, Al, Mo, V и др.) определяли методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой на масс-спектрометре ELAN-9000. В отложениях определялись также: содержание органических веществ, гумуса, гуминовых кислот, в части проб – отношения стабильных изотопов свинца (Pb-204, Pb-205, Pb-206, Pb-207, Pb-208). По результатам инженерно-экологических и инженерно-геологических изысканий получены данные по загрязнению металлами грунтов и почв на территориях обследованных городов.

Проведено изучение механизмов и условий формирования отложений на территориях крупных городов Уральского региона. Проанализированы связи концентраций металлов в отложениях с литогенным субстратом и современными отложениями. Определены и количественно охарактеризованы основные источники осадочного материала при образовании отложений пониженных участков микрорельефа на урбанизированных территориях.

Элементный состав гранулометрических фракций отложений в городах уральского региона неодинаков. Концентрации металлов в отложениях в городах отличаются достаточно сильно, что, по-видимому, обусловлено различиями в геохимической специализации литогенного субстрата, источниках загрязнения и развитием урбанизации на территориях городов.

Проведено эколого-геохимическое картографирование территорий обследованных городов в масштабе 1 : 50 000 – 1 : 200 000 на основе опробования отложений.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научных проектов № 16-35-60044 мол_а_дк и 16-35-00129 мол_а.

Литература

1. Селезнев А.А. Эколого-геохимическая оценка состояния урбанизированной среды на основе исследования отложений пониженных участков микрорельефа: на примере г. Екатеринбурга: автореф. дисс. ... к.г.-м.н. Екатеринбург: Ур. гос. гор. ун-т, 2015. 24 с.

2. Селезнев А.А., Ярмошенко И.В., Медведев А.Н. Оценка возраста загрязнения грунтов на урбанизированных территориях с использованием датирования по содержанию цезия-137 // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2014. № 4. С. 329-336.

3. Seleznev A.A., Yarmoshenko I.V. Study of urban puddle sediments for understanding heavy metal pollution in an urban environment // Environmental Technology & Innovation. 2014. Iss. 1-2. P. 1-7.

УДК: 550.4

ГЕОХИМИЯ ЛАНДШАФТОВ ПРИПОЛЯРНОГО И СЕВЕРНОГО УРАЛА

Селиванова Д.А.(1), Московченко Д.В.(2)

(1) *Научно-аналитический центр рационального недропользования имени В.И. Шпильмана, Тюмень, e-mail: das@crru.ru*

(2) *Институт проблем освоения Севера СО РАН, Тюмень, e-mail: land@ipdn.ru*

Исследование геохимических особенностей Приполярного и Северного Урала проведено для разработки базы экологического мониторинга и оценки устойчивости в связи с предстоящим промышленным освоением. В различных ландшафтных и литологических условиях было заложено 25 профилей, на которых были отобраны 143 пробы почв. В субаквальных ландшафтах отобраны донные отложения и пробы поверхностных вод из 40 водных объектов. Почвы, поверхностные воды и донные отложения были исследованы на трех различных орографических уровнях: в поясе среднегорно-низкогорных эрозионно-денудационных ландшафтов, в поясе низкогорно-предгорных эрозионно-аккумулятивных ландшафтов и на территории подгорных равнин.

Таблица 1

Особенности ландшафтной структуры и рудопроявления в различных бассейнах стока

Водосборный бассейн	Элементы рудных залежей	Площадь бассейна, км²	Доля территории горных ландшафтов, %	Доля ландшафтно- геохимического комплекса от общей площади водосборного бассейна, %					
				а	б	в	г	д	е
1. Хулгинский	Al, Zn, Co, Cu, Pb, Cr	6244	52	21	12	20	25	11	10
2. Маньинский	Pb, Zn, Cu, Fe, Cr, Mo, Mn	1734	92	20	23	42	4	3	8
3. Щекурьинский	Pb, Zn, Cu, Fe, Cr, Mo ,Mn	1828	91	9	5	63	8	3	13
4. Ятринский	Fe, Cu, Cr, Zn, Mn	3455	74	3	4	56	24	2	11
5. Вольинский	Cu, Zn, Ti, Cr, Ni, Mn	3985	54	2	3	46	25	10	15
6. Верхнесосьвинский	Cu, Zn, Pb	2902	83	2	6	59	13	10	10

а–е – тип ландшафтно-геохимического комплекса:
а – экзарационные и эрозионно-денудационные гольцово-тундровые
б – эрозионно-денудационные тундрово-редколесные;
в- эрозионно-аккумулятивные низкогорных редколесий;
г – трансаккумулятивные предгорных лесов;
д – гидроморфные болотные; е – супераквальные речных долин

По результатам анализов почв и донных отложений были вычислены кларки концентрации (КК), по результатам анализов поверхностных вод – коэффициенты водной миграции Кх. Также вычислены коэффициенты накопления Rk, представляющие собой усредненное значение кларков концентрации. Оценка фоновых геохимических показателей была проведена для бассейнов стока – природных формирований, единство которых связано с потоками вещества.

Чтобы определить влияние литологических и ландшафтных факторов на формирование состава поверхностных вод и донных отложений, с применением геоинформационных методов вычислено соотношение горных и равнинных ландшафтов, определены площади, занимаемые ландшафтно-геохимическими комплексами разного типа, выделены лежащие в пределах бассейна стока рудные залежи, данные о которых получены из геологических отчетов. Особенности ландшафтной структуры и преобладающие элементы рудных залежей обследованных водосборных бассейнов отражены в табл. 1.

Результаты опробования показали, что для обследованных почв характерно повышенное содержание свинца и цинка, пониженное – марганца и хрома (табл. 2). Близко к кларку среднее содержание Fe, Cu, Ni. По сравнению с почвами сопредельных участков Западно-Сибирской равнины, отмечены повышенные концентрации свинца, цинка, никеля, хрома и марганца.

Таблица 2

Оценки регионального почвенно-геохимического фона (мг/кг)

Район	Pb	Zn	Cu	Fe	Mn	Cr	Ni
Приполярный и Северный Урал (наши данные)	19,8	68,2	18,0	34006	564	70,2	39,2
Север Западной Сибири [1]	13,5	41,5	32,3	–	402	56	9,6
Западная Сибирь [2]	18	73	31	25104	797	84	42
Кларк почв по А.П. Виноградову	10	50	20	38000	850	200	40

По результатам проведенного опробования выделены участки геохимических аномалий, в которых элементный состав почв не соответствует экологическим нормативам (ПДК, ОДК). Наиболее часто отмечены аномальные концентрации свинца, что представляется особо опасным, учитывая токсичность этого элемента. Аномальные концентрации Ni приурочены к зонам залегания ультраосновных пород, на юге описываемой территории выявлен ряд участков с аномальным содержанием Cu вследствие залегания здесь медно-цинковых руд.

Таблица 3

Элементный состав вод в бассейнах стока Приполярного и Северного Урала

Водосборный бассейн	Элементы							
	Fe	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb	Cr	Hg
Хулгинский (n= 14)	253	119	8,0	6,5	8,4	1,3	3,1	0,013
	0,17	6,1	4,5	8,8	3,1	0,74	1,0	15,9
Маньинский (n=5)	146	79	10,6	4,6	12,6	1,0	2,4	0,008
	0,09	2,5	5,0	4,6	2,5	0,34	0,89	6,2
Щекурьинский (n=6)	113	83	9,0	4,3	12,7	1,0	3,5	0,006
	0,05	2,5	5,1	3,2	2,4	0,22	0,79	4,7
Ятринский (n=11)	464	101	6,1	4,8	11,3	1,0	6,1	0,007
	0,26	3,6	2,8	4,9	3,5	0,26	1,2	5,4
Вольинский (n=13)	265	79	8,3	11,3	12,1	1,0	3,6	0,007
	0,12	3,1	3,6	12,6	3,8	0,27	0,76	5,0
Верхнесосьвинский (n=9)	158	59	8,3	10,8	22,4	1,0	0,8	0,007
	0,08	0,8	2,4	7,4	4,5	0,86	0,15	5,0
Среднемировое содержание в речных водах, мкг/дм³ [3]	40	8,2	2,2	10	30	1	1	0,07*
Среднемировое значение Кх [4]	0,15	0,12	0,81	2,64	3,27	0,52	0,24	17,6

Числитель – содержание элемента (мкг/дм³), знаменатель – значение Кх, расчитанное по отношению к среднему содержанию в почвах водосборного бассейна

Распределение микроэлементов (Zn, Cd, Mn и Pb) зависит от аккумуляции на биогеохимическом барьере. Накопление элементов весьма слабое в горных почвах Приполярного Урала, усиливается в почвах предгорий и наиболее сильно выражено в почвах подгорных равнин Северного Урала, где выше теплообеспеченность, более интенсивен биологический круговорот веществ. Максимальное накопление элементов отмечено в почвах с высоким содержанием гумуса – буроземах и аллювиальных. Однако свойственное большинству почв района исследований малое содержание органики, преобладание кислой и слабокислой реакции определяют высокую подвижность химических элементов, что влияет на состав поверхностных вод.

Элементный состав поверхностных вод различных бассейнов стока отражен в табл. 3.

Речные воды горного пояса относятся к магниевой группе гидрокарбонатного класса с очень низкой минерализацией (25-40 мг/дм^3 в летний период). В нижнем течении этих рек, на подгорных равнинах минерализация увеличивается до 50-80 мг/дм^3. Сопоставление со среднемировыми величинами показывает повышенное содержание в поверхностных водах всех водосборных бассейнов железа, марганца, никеля, хрома. Близко к среднемировым значениям содержание свинца. Содержание меди на среднемировом уровне в водах Вольинского и Верхнесосьвинского бассейнов, где выявлены многочисленные месторождения медно-колчеданных руд, в остальных содержание снижено в 1,5-2 раза. Содержание цинка и ртути снижено в поверхностных водах на всей рассматриваемой территории. Вычисленные коэффициенты водной миграции свидетельствуют, что по сравнению со средними значениями Кх для речных вод по В.В. Добровольскому [4], воды рек восточного макросклона Урала характеризуются интенсивной миграцией сидерофильных элементов (Cr, Ni, Mn, Fe), и близкой к норме для халькофильных (Cu, Zn). Максимальные водомиграционные показатели большинства элементов отмечены в бассейне р. Хулга (Приполярный Урал), что связано со значительной расчлененностью рельефа на данном участке и широким спектром ландшафтно-геохимических рядов, наличием рудных залежей, повышенной кислотностью и малой гумусностью почв.

По сравнению с кларком земной коры, дефицитными элементами донных отложений Приполярного и Северного Урала являются Zn и Ni, зачастую наблюдаются низкие концентрации Cu. На уровне кларка содержание Mn, Fe, Cr, Hg, повышенные концентрации выявлены у Pb. Сопоставление с сопредельной равниной территорией Западной Сибири показало, что донные отложения обследованной территории обогащены таким элементами, как Mn, Fe, Cu, Pb, Cr. Практически все элементы демонстрируют значительную вариабельность, вплоть до многократного превышения кларка, что говорит о контрастных литологических условиях и влиянии горных пород, обогащенных микроэлементами.

Для оценки влияния ландшафтный условий на процессы формирования состава донных отложений в пределах водосборных бассейнов был проведен корреляционный анализ, в котором учитывались средние концентрации элементов и показатели ландшафтной структуры. Результаты показали, что при увеличении доли гольцово-тундровых ландшафтов в общей площади водосборного бассейна наблюдается снижение концентрации в донных отложеиях всех элементов, в особенности Ni, Cr, Mn, Hg и Fe. Причины этого – замедленность процессов химического выветривания, длительное промерзание грунтов, ослабленность миграции элементов в форме органоминеральных и железоорганических комплексов. Наиболее благоприятные условия для обогащения донных осадков складываются при преобладании в ландшафтной структуре эрозионно-аккумулятивных ландшафтов низкогорных редколесий, где отмечено накопление большинства элементов, в особенности никеля и ртути.

Обобщенная характеристика геохимической структуры ландшафтов дана по коэффициентам концентрации Rk. Проведенные подсчеты показали, что для ландшафтов Приполярного и Северного Урала характерно высокое содержание элементов в почвах (значения Rk >1 для всех водосборных бассейнов за счет накопления халькофильных свинца и цинка). В поверхностных водах наблюдается высокая водомиграционная активность элементов группы железа, содержание которых значительно превышает среднемировые показатели (рис. 1). Для донных отложений характерно рассеяние веществ (Rk <1 в большинстве бассейнов стока). Отмечено существенное варьирование состава почв и донных отложений как результат формирования потоков рассеяния, связанных с залеганием рудных полезных ископаемых и геологических структур, породы которых содержат высокие концентрации микроэлементов. В Хулгинском и Маньинском бассейнах наблюдается увеличение содержания Cu, Ni и Cr по мере снижения абсолютных высот (максимальное содержание отмечено в почвах подгорных равнин).

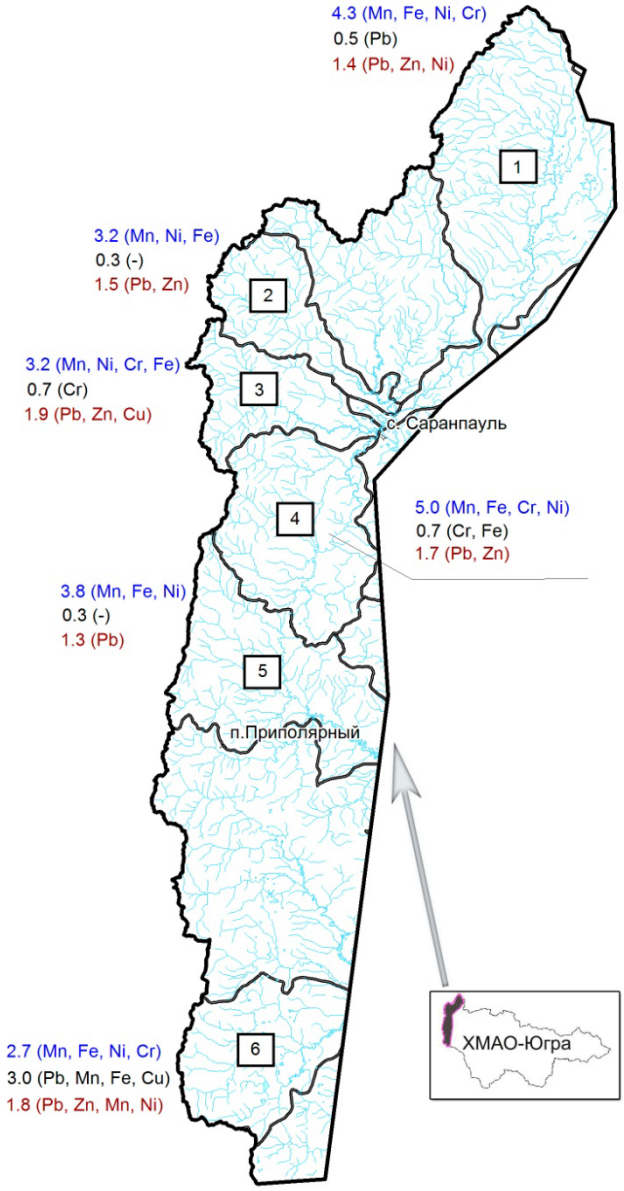


Рис. 1. Значения коэффициентов накопления элементов Rk в различных бассейнах стока: вверху – в поверхностных водах, посередине – в донных отложениях, внизу – в почвах. В скобках – парагенетические ассоциации элементов с кларком концентрации > 1. Водосборные бассейны: 1 – Хулгинский, 2- Маньинский, 3- Щекурьинский, 4 – Ятринский, 5 – Вольинский, 6 – Верхнесосьвинский

Среди бассейнов стока наибольшие показатели аккумуляции в почвах и донных отложениях свойственны самому южному, Верхнесосьвинскому бассейну, отличающемуся более теплым климатом, активным биологическим круговоротом элементов. Вместе с тем водомиграционные показатели здесь ниже, чем в других бассейнах. Наблюдается деление элементов на две группы в зависимости от их геохимических свойств – водная миграция максимальна для сидерофильных элементов, в почвах накапливаются халькофильные цинк и свинец, только в южной части территории к ним присоединяется марганец за счет активизации гумусообразования.

По особенностям миграционных потоков вещества и свойствам ландшафтно-геохимической структуры проведена оценка геохимической устойчивости ландшафтов. Сделан вывод, что горные ландшафты Приполярного Урала, для которых характерна максимальная водомиграционная активность большинства элементов и слабая биопродуктивность, отличаются наименьшей самоорганизацией и соответственно, минимальной устойчивостью. В них максимален уровень опасности негативных изменений при техногенном воздействии.

Литература

1. Сорокина Е.П., Дмитриева Н.К., Карпов Л.К. и др. Анализ регионального геохимического фона как основа эколого-геохимического картирования равнинных территорий: на примере северной части Западно-Сибирского региона // Прикладная геохимия. Экологическая геохимия. 2001. № 2. С. 316-338.

2. Сысо А.И. Закономерности распределения химических элементов в почвообразующих породах и почвах Западной Сибири. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2007. 275 с.

3. Martin, J.M. and Meyback, M. Elemental mass-balance of material carried by major world rivers // Marine Chemistry. 1979. N 7. P. 173-206.

4. Добровольский В.В. Основы биогеохимии. М.: Издательский центр «Академия», 2003. 400 с.

УДК 550.43

ФОРМЫ МЕТАЛЛОВ В ГЛЕЕЗЕМАХ И КРИОМЕТАМОРФИЧЕСКИХ ПОЧВАХ ЮГО-ВОСТОКА БОЛЬШЕЗЕМЕЛЬСКОЙ ТУНДРЫ

Семенков И.Н., Касимов Н.С., Терская Е.В.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: semenkov@igem.ru

На водосборах балок как каскадных ландшафтно-геохимических системах локального уровня (геохимические микроарены), являющихся традиционными модельными объектами для оценки структуры геохимических ландшафтов, достаточно полно изучена дифференциация валового содержания металлов, а подвижные соединения, извлекаемые из почв вытяжками нейтральных солей или слабых кислот, исследованы менее детально.

Цель работы – изучение радиальной почвенно-геохимической структуры катен на лессовидных суглинках как моделей для оценки миграции металлов в фоновых ландшафтах равнинной тундры Восточно-Европейской равнины.

Объект исследования – монолитная (с однородными почвообразующими породами) микроарена площадью 0,25 га в пределах учебно-научной базы «Хановей» МГУ имени М.В. Ломоносова, на междуречья рек Уса и Кара, в 30 км к югу от Воркуты. Междуречье занято южнотундровыми ландшафтами с ерником зеленомошно-беломошным на маломощных (до 30 см) мерзлотных глееземах (тундрово-глеевых почвах). На склонах и в днище балки под ерником зеленомошно-беломошным и зеленомошным из-за увеличения глубины протаивания формируются криометаморфические почвы и глееземы криометаморфизованные. В почвенно-геохимических катенах юга Большеземельской тундры миграция элементов протекает в очень кислых глеевых условиях на выровненных участках междуречья и днища балки и в окислительных – на склонах [1].

Изучали продольную катену вдоль днища и две поперечные катены правого и левого склонов. Всего заложено 12 почвенных разрезов и отобрано 51 проба почвы. Химико-аналитические исследования выполнены в Эколого-геохимическом центре географического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова. Содержание гумуса определено по И.В.Тюрину титриметрически, величина pH в водной суспензии потенциометрически, гранулометрический состав – дифрактометрически; валовое содержание металлов – рентген-флуоресцентным методом, формы металлов – в параллельных вытяжках с атомно-абсорбционным окончанием [2]. Валовое содержание металлов в почвах сравнивали с рекомендованными кларковыми уровнями [3].

Уровни содержания металлов. Почвообразующие лессовидные мерзлые суглинки относительно верхней части земной коры слабо обогащены Co, Cu и Pb (КК=1,5–1,7) и обеднены Fe, Mn, Zn и Sr (КР=1,5–1,9). В глееземах и криометаморфических почвах тундровой микроарены понижено содержание Fe, Sr, Co и Zn (КР=1,5–1,8) и особенно Mn (4,7).

Гумусовые горизонты глееземов и криометаморфических почв относительно почвообразующих пород наиболее сильно обеднены Mn, Co и в меньшей степени Cu, Pb, Sr и Fe при близком содержании Cr, Ni и Zn. Уровни содержания металлов в глееземах и криометаморфических почвах близки к средним для тундровых почв России за исключением Pb (табл. 1) из-за его повышенного содержания в почвообразующих лессовидных суглинках [2].

Таблица 1

Средние валовые содержания металлов (числитель, мг/кг) и коэффициент вариации (знаменатель, %) в почвах тундр

Почвы (число проб)			Fe, %	Mn	Sr	Cr	Co	Cu	Ni	Pb	Zn
Тундровая микроарена	Глееземы	Подстилочно-торфяный O (4)	2,1/16	172/34	168/14	60/12	<2	**46**/40	**75**/23	**113**/32	**184**/27
		Иллювиально-железисто-гумусовый BHF (3)	2,4/5	150/15	147/10	98/8	7/27	27/17	40/7	17/37	49/8
		Глеевый G (3)	2,1/16	158/71	169/9	93/3	17/33	35/14	39/17	23/26	44/12
		Лессовидные мерзлые суглинки ⊥ (4)	**2,6**/11	**301**/47	**183**/7	**110**/6	**21**/29	39/16	42/12	29/22	48/11
	Криометаморфические почвы	Подстилочно-торфяный O (8)	2,1/16	169/56	179/10	64/27	<2	45/31	**80**/21	**126**/32	**166**/31
		Иллювиально-железисто-гумусовый BHF (3)	2,4/7	193/7	164/11	103/6	16/23	36/10	38/13	13/36	48/21
		Криометаморфический CRM (7)	2,7/6	444/19	180/10	108/8	25/9	**47**/13	50/12	29/29	54/12
		Глеевый G (8)	2,6/30	451/31	**184**/18	110/20	22/24	46/24	48/30	22/57	50/33
		Лессовидные мерзлые суглинки ⊥ (3)	**3,0**/6	**495**/24	167/20	**112**/14	**26**/5	**47**/20	53/16	24/30	51/17
Большеземельская тундра – обобщенные литературные данные по [2]			1,5–4,0	170–1700	17–278	42–117	1–19	2–46	8–46	8–17	10–166

Здесь и далее выделены максимальные содержания

Таблица 2

Средние содержания соединений металлов в почвах тундровой микроарены, мг/кг

Почвы (число проб)		Обменные									Комплексные									Сорбированные гидроксидами Fe и Mn								
		Fe, %	Mn	Sr	Cr	Co	Cu	Ni	Pb	Zn	Fe, %	Mn	Sr	Cr	Co	Cu	Ni	Pb	Zn	Fe, %	Mn	Sr	Cr	Co	Cu	Ni	Pb	Zn
Глееземы	O (4)	0,041	**64,4**	**5,79**	<0,1	**1,45**	1,14	**0,66**	**2,64**	**9,39**	**0,072**	2,37	<0,1	<0,03	<0,1	**13,53**	**1,10**	**1,11**	**9,32**	0,62	3,2	<1,5	0,9	0,09	**7,8**	**1,07**	**4,6**	2,0
	BHF (3)	**0,066**	9,6	0,74	**0,99**	0,36	**1,19**	0,19	0,57	0,27	0,001	0,31	<0,1	<0,03	<0,1	2,19	0,13	0,00	0,01	0,66	1,1	<1,5	**2,2**	0,13	4,5	0,10	2,0	2,0
	G (3)	0,042	18,1	<0,1	0,51	0,61	0,95	0,29	0,59	0,22	0,023	0,00	**0,22**	**0,31**	<0,1	2,17	<0,01	0,11	0,08	0,33	3,1	<1,5	2,1	0,21	1,8	<0,01	1,7	2,9
	⊥ (4)	0,043	19,0	0,43	0,60	0,27	0,96	0,28	0,52	0,28	0,014	**19,02**	0,05	0,03	**0,24**	1,95	0,02	0,56	<0,01	**0,70**	**82,0**	<1,5	2,1	**0,29**	2,6	0,05	2,0	**4,4**
Криометаморфические	O (8)	0,040	**56,4**	1,35	<0,1	**1,61**	0,79	0,54	**3,79**	**7,20**	**0,078**	0,70	<0,1	<0,03	<0,1	**8,82**	**1,04**	0,09	**10,18**	0,52	7,1	<1,5	0,9	<0,1	**7,2**	**0,87**	**7,8**	3,9
	BHF (3)	**0,053**	7,9	<0,1	**1,06**	0,22	0,56	0,11	0,65	0,57	0,015	0,00	<0,1	<0,03	<0,1	1,60	0,04	0,33	<0,01	**0,69**	29,7	<1,5	0,8	0,30	2,1	<0,01	2,3	4,0
	CRM (7)	0,017	29,5	3,01	0,50	0,32	1,17	0,38	0,53	0,33	0,026	71,15	<0,1	<0,03	0,68	2,09	0,02	0,63	<0,01	0,61	97,4	<1,5	**1,6**	**0,63**	3,0	0,15	2,2	6,1
	G (8)	0,010	16,8	**8,98**	<0,1	0,18	1,12	0,55	0,42	<0,01	0,037	**135,88**	<0,1	**0,15**	**0,92**	2,11	0,28	**0,84**	<0,01	0,55	78,0	<1,5	1,5	0,47	3,6	0,49	2,3	**6,5**
	⊥ (3)	0,015	16,2	3,82	0,31	0,23	**1,56**	**0,81**	0,42	<0,01	0,035	117,06	<0,1	<0,03	0,86	1,93	0,23	0,54	0,21	0,65	**106,4**	<1,5	1,5	0,58	4,0	0,10	1,9	6,3

В органогенных горизонтах глееземов и криометаморфических почв Pb, Zn и в меньшей мере Ni интенсивно накапливаются из-за активного поглощения карликовой березой и голубикой. Fe, Mn, Co и Cr рассеиваются из-за слабого захвата тундровой растительностью [4, 5]. Органоминеральные горизонты обеднены Cu, вероятно, из-за выноса ее очень подвижных фульватов, с которыми она образует устойчивые комплексы [6, 7]. В средней части профиля криометаморфических почв с повышенным содержанием тонких фракций, вероятно, на сорбционном барьере в горизонте CRM накапливаются Co и Sr (табл. 2).

Радиальное распределение металлов. Обменные соединения Mn, Co, Pb и Zn накапливаются в органогенном горизонте глееземов и криометаморфических почв; в иллювиально-железисто-гумусовом – Fe, Cr и рассеиваются – Mn и Ni. Повышенное содержание Mn в подстилочном горизонте связано с его аккумуляцией растениями, Pb и Zn – определяется их избирательным накоплением кустарничками [4, 5]. В горизонте G и лессовидных суглинках глееземов относительно криометаморфических почв повышено содержание Fe и понижено – Ni.

Комплексные соединения Fe, Cu, Ni и Zn накапливаются на биогеохимическом барьере в органогенном горизонте почв микроарены и рассеиваются – Mn и Co. В иллювиально-гумусовом горизонте рассеиваются Fe, Mn, Co и Pb из-за перемещения в нижнюю часть профиля их подвижных фульватов. В нижней части профиля криометаморфических почв относительно глееземов повышено содержание Mn и Co.

Содержание сорбированных гидроксидами Fe и Mn соединений Cu, Ni и Pb повышено в органогенном горизонте глееземов и криометаморфических почв, накапливающихся на биогеохимическом барьере, и понижено – Mn, Cr, Co и Zn, мигрирующих по профилю. В органоминеральном горизонте этих почв понижено содержание Mn, Co и Zn, в глеевом горизонте – Mn. Криометаморфические почвы содержат больше Mn, Co и Zn по сравнению с глееземами, вероятно, из-за их осаждения на латеральном кислородном барьере в почвах склонов.

Между валовым содержанием, трудно растворимыми и сорбированными гидроксидами Fe и Mn соединениями металлов, а также содержанием пылеватых и илистой фракций выявлена положительная связь, с песчаными фракциями – отрицательная. По мере подкисления среды почв уменьшается содержание обменных Fe, Co, Cr, Pb и Zn, комплексных Cu и Zn, трудно растворимых и валовых Pb и Zn. В глееземах и криометаморфических почвах содержание валовых и комплексных Pb, Zn и Ni прямо пропорционально содержанию гумуса, т.е. они аккумулируются на биогеохимическом барьере. Поступающие с опадом Mn и Co переходят в подстилку в виде обменных соединений, Fe и Cu –комплексных, Pb – обменных и кислоторастворимых соединений, что отражает их тесную связь с содержанием гумуса.

Подвижность металлов. В глееземах и криометаморфических почвах подвижны Co, Mn, Cu, Fe, Zn, Pb и слабо подвижны Sr, Ni и Cr. В органогенных грубогумусовом и подстилочно-торфяном горизонтах криометаморфических почв и глееземов за счет обменных соединений максимальна подвижность Co (суммарная доля от валового содержания обменных, комплексных и сорбированных соединений P=100%), резко уменьшающаяся до 5–10% в органоминеральном BHF и минеральных G, CRM и лессовидных мерзлых суглинках.

Подвижность Mn, Cu и Pb составляет 10(20)–80%. В гумусовых горизонтах (AO, O и BHF) среди подвижных соединений Mn преобладают обменные, в минеральных – комплексные и сорбированные. В верхних горизонтах повышена доля комплексной и сорбированной форм Cu относительно обменной. Подвижность Pb по всему профилю почв определяется, преимущественно, сорбированными соединениями.

Железо и Zn подвижны (P=10–50%) по всему профилю глееземов и криометаморфических почв, преимущественно, за счет сорбированных соединений, доля которых в

горизонтах G, CRM и мерзлоте в несколько раз больше, чем обменных и комплексных, отражая переход металлов в подвижные закисные формы в глеевых условиях. В органогенных горизонтах содержание этих форм сближается. В горизонте G максимальна подвижность Fe. Из-за мобилизации в результате кислотного гидролиза подгумусовая толща обеднена подвижным Zn.

В кислых глееземах и криометаморфических почвах практически неподвижны Sr, Ni и Cr (P=1–7%). В составе подвижных соединений Cr преобладают сорбированные, Sr – обменные. Доли форм соединений Ni близки.

От органогенных и органоминеральных горизонтов почв к минеральным уменьшается подвижность Co из-за резкого уменьшения доли обменных соединений, остается практически неизменной – Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Ni, Cr, Zn. В ряду органогенных горизонтов почв «междуречье – склон – днище балки» уменьшается подвижность Cu, а в органоминеральных – увеличивается из-за выноса ее соединений из верхней части профиля и аккумуляции в средней, вероятно, на глеевом барьере в иллювиально-гумусовом горизонте глееземов днища балки. На кислородном барьере в органоминеральном горизонте криометаморфических почв осаждаются сорбированные соединения Mn, что приводит к увеличению их доли среди подвижных соединений. В глеевом горизонте криометаморфических почв и глееземов склонов и днища балки повышена доля сорбированных соединений Fe и Mn из-за перехода металлов в закисную форму в глеевой среде, что определяет рост доли подвижных соединений Pb, Zn, в глееземах днища балки – Ni и Co.

В легкосуглинистых кислых глееземах и криометаморфических почвах по подвижности металлы образуют ряды в органогенном горизонте: Co_{100}, $Cu_{32–89}$, $Mn_{21–56}$, $Fe_{16–38}$, $Zn_{8–22}$, $Pb_{6–19}$, $Ni_{1–5}$, $Cr_{1–3}$, $Sr_{0–6}$ и в органоминеральных и минеральных – $Fe_{14–55}$, $Cu_{11–38}$, $Pb_{9–48(94)}$, $Zn_{6–26}$, $Mn_{5–85}$, $Co_{3–11}$, $Cr_{2–5}$, $(Sr,Ni)_{0–7}$, где подстрочным индексом указана подвижность в %.

Литература

1. Буданцева Н.А., Горшков Е.И., Исаев В.С. и др. Инженерно-геологические и геохимические особенности бугристых ландшафтов в районе учебно-научного полигона «Хановей» // Инженерная геология. 2015. №3. С. 4-20.

2. Семенков И.Н. Формы металлов в монолитных суглинистых тундровых, таежных, подтаежных и лесостепных почвенно-геохимических катенах. Дисс… канд. геогр. н. М., 2016. 175 с.

3. Касимов Н.С., Власов Д.В. Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии // Вестник Московского университета. Серия 5. География. 2015. С. 7-17.

4. Ковалевский А.Л., Ковалевская О.М. Биогеохимия урановых месторождений и методические основы их. Новосибирск: Гео, 2010. 362 с.

5. Тентюков М.П. Геохимия ландшафтов равнинных тундр (на примере Ямала и Большеземельской тундры). Сыктывкар, 2010. 260 с.

6. Filgueiras A.V., Lavilla I., Bendicho I.C. Chemical sequential extraction for metal partitioning in environmental solid samples // J. of Environmental Monitoring. 2002. Vol. 4 (6). P. 823-857.

7. Fan T.-T., Wang Yu-J., Li Ch.-B., Zhou D.-M., Friedman S.P. Effects of Soil Organic Matter on Sorption of Metal Ions on Soil Clay Particles // Soil Science Society of America Journal. 2015. Vol. 79. P. 794-802.

УДК 911.9:504.054:547.62

ВЫЯВЛЕНИЕ ИСТОЧНИКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДЫ ОЗЕРА БАЙКАЛ ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИМИ АРОМАТИЧЕСКИМИ УГЛЕВОДОРОДАМИ

Семенов М.Ю.(1), Маринайте И.И.(1), Снытко В.А.(2)

(1) *Лимнологический институт СО РАН, Иркутск, e-mail: smu@mail.ru*

(2) *Институт истории естествознания и техники имени С.И. Вавилова РАН, Москва, e-mail: vsnytko@yandex.ru*

Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) – класс органических соединений, состоящих из двух или более сконденсированных ароматических колец. ПАУ крайне устойчивы и обладают мутагенными и канцерогенными свойствами. Они образуются в процессе термического разложения органического вещества или в результате его сгорания при недостатке кислорода. Повышение летних температур и усиление аридности климата Восточной Сибири приводят к возникновению новых источников ПАУ, а также к изменению условий миграции ПАУ в масштабах от локального до регионального. Байкал является важнейшим резервуаром питьевой воды в регионе, поэтому выявление источников и путей поступления растворенных ПАУ в озеро является актуальной задачей. В работах, посвященных исследованию ПАУ в Байкале, этой проблеме уделяется недостаточно внимания. Предполагается, что источник, наиболее близкий к месту пробоотбора, является основным [1, 2], хотя кажущаяся очевидной тесная связь между источником и рецептором может быть слабой или вовсе отсутствовать [3].

В своем исследовании мы проанализировали составы ПАУ выбросов различных промышленных и коммунально-бытовых объектов [4-7] и сопоставили их с составом ПАУ воды озера Байкал. Пробы отбирались в период с 25 мая по 5 июня 2015 г., вскоре после схода льда. Отбор проб, экстракцию ПАУ и анализ экстрактов производили по стандартным методикам [2]. В экстрактах определялись фенантрен (Ф), антрацен (А), флуорантен (ФЛ), пирен (П), бенз(a)антрацен (Б(a)), хризен (ХР), бенз(b)флуорантен (Б(b)ФЛ), бенз(k)флуорантен (Б(k)ФЛ), бенз(a)пирен (Б(a)П), бенз(e)пирен (Б(e)П), бенз(g,h,i)перилен (Б(ghi)ПЛ) и индено(1,2,3-c,d)пирен (И(1,2,3-c,d)П). Число источников ПАУ определялось методом главных компонент (МГК): оно должно быть на единицу больше числа главных компонент (ГК), объясняющих не менее 90% вариабельности концентраций ПАУ в воде [2]. Для идентификации источников были построены диаграммы смешения в координатах вкладов пар изомеров ПАУ в их суммарную концентрацию. На диаграммы наносились точки проб воды и потенциальных источников. Подбор пар ПАУ и источников производился до тех пор, пока вокруг (или внутри) геометрической фигуры, ограниченной линиями, соединяющими точки источников, не оказывалось максимальное количество точек проб воды. Если точка лежит внутри фигуры, значит, все окружающие источники вносят вклад в ее загрязнение, а если за пределами, то вклад в ее загрязнение вносят только источники, ограничивающие прилежащую к точке сторону [3]. Чем ближе проба к источнику, тем больше его вклад.

Анализ данных о составе ПАУ различных источников показал их индивидуальность, невозможность группировки по виду используемого топлива и условность деления на пирогенные и петрогенные. Согласно данным МГК, вариабельность состава ПАУ байкальской воды на 99% обусловлена двумя ГК и, соответственно, тремя источниками. Индивидуальность источников заставила нас сравнить составы их выбросов с составом ПАУ проб воды (рис. 1) и выбрать из них те, чьи аналоги находятся в водосборном бассейне озера. Для идентификации источников подошли только растворимые газообразные ПАУ. В качестве возможных источников выступили предприятия нефтепе-

реработки, теплоэнергетики, черной металлургии, угольные и дровяные печи, асфальто-бетонные установки, мазутные и слоевые котлы, нефтеперекачивающие станции. Предприятия теплоэнергетики и черной металлургии из числа источников были исключены, поскольку ни один треугольник с их участием не охватывает всего массива точек. Кроме того, авторы данных по «теплоэнергетике» не пояснили, что именно они измеряли. По-видимому, «теплоэнергетика» подразумевает совокупное действие всех котлов, в то время как нам нужен конкретный источник. Нефтепереработка, асфальтобетонные установки, угольные печи и слоевые котлы образуют довольно тесную группу точек и могут трактоваться как единый источник. Приняв во внимание, что данные по двум из четырех источников получены в Башкирии [5], а также редкую встречаемость асфальто-бетонных установок и единый вид топлива для котлов и печей, мы назвали этот источник «Нефтепереработка и сжигание угля» и присвоили ему координаты «нефтепереработки». Таким образом, у нас остались два набора из трех вероятных источников, общими для которых являлись «Нефтепереработка» и «Нефтеперекачивающие станции». Дровяные печи далеко отстоят от массива точек, что указывает на их незначительное участие в загрязнении, а мазутные котлы – близко. Поэтому последние и были выбраны в качестве последнего, третьего источника. Отсутствие продуктов сжигания древесины в воде Байкала свидетельствует о незначительности влияния лесных пожаров на ее состав.



Рис. 1. Соотношение содержаний легких полициклических ароматических углеводородов в воде озера Байкал и выбросах возможных источниках загрязнения

Наибольший по сравнению с другими источниками вклад выбросов мазутных котлов в загрязнение Байкала мы объясняем присутствием в них наибольшего количества частиц сажи, имеющих субмикронные размеры и переносящиеся на большие расстояния, а также высокой концентрацией ПАУ в саже (особенно Б(а)А и ХР).

Для понимания того, каким образом техногенные ПАУ попадают в озеро, нами был проанализирован состав ПАУ некоторых притоков Байкал в разные гидрологические сезоны. Обнаружено, что в грунтовом стоке высока доля наиболее тяжелых Б(а)А и ХР. По идее, в нем должны преобладать наиболее легкие соединения, поскольку Б(а)А

и ХР в большей степени приурочены к твердой фазе, чем к жидкой, а степень фильтрованности этих вод максимальна по сравнению с другими видами стока. По-видимому, Б(а)А и ХР высвобождаются из донных осадков в результате десорбции, чему способствуют высокая ионная сила раствора, низкое содержание органического вещества и низкие значения pH, характерные для подледного периода. При разбавлении грунтового стока поверхностным весной, доля слаборастворимых Б(а)А и ХР падает, а доля Ф, А, ФЛ и П – растет. Поверхностный сток в период половодья характеризуется максимальной долей наиболее растворимых Ф и А. По мере разбавления поверхностного стока почвенным, доля Ф и А в речной воде уменьшалась за счет увеличения доли ФЛ и П. Даже в период паводка в речной воде имеется определенная доля вещества почвенного стока, что делает состав ПАУ поверхностного стока в этот период отличным от состава поверхностного стока в период половодья.

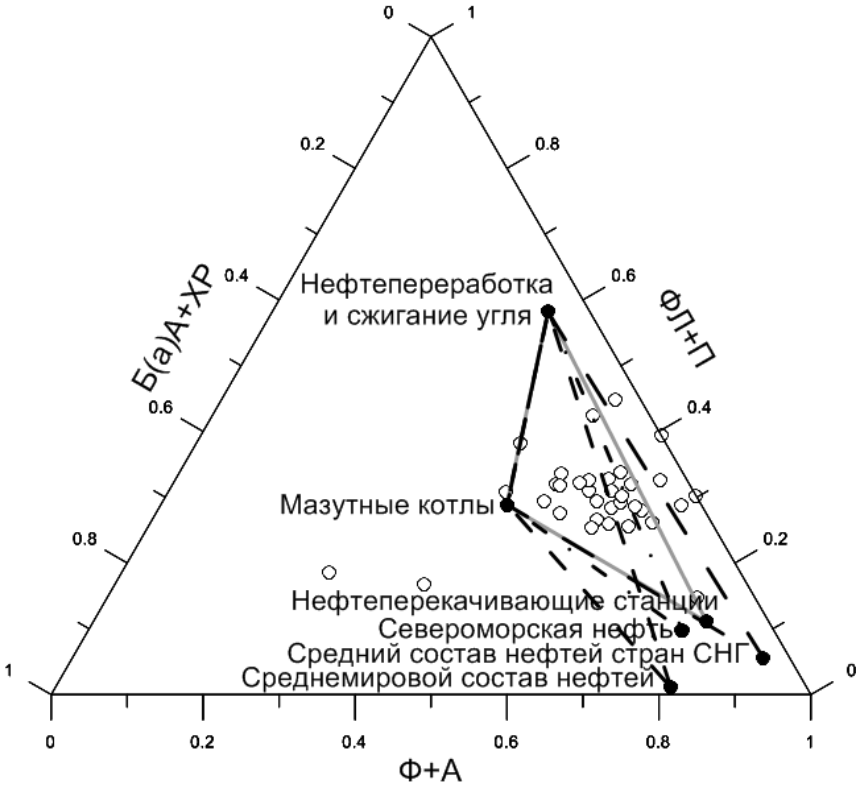


Рис. 2. Соотношение содержаний легких полициклических ароматических углеводородов в источниках загрязнения, воде озера Байкал и нефтях

Почвенный сток является наиболее интересным с точки зрения формирования состава ПАУ. Как уже отмечалось выше, он обогащен ФЛ и П. ФЛ и П занимают промежуточное положение по растворимости между А и Ф с одной стороны, и Б(а)а и ХР – с другой. Возможно, это положение и является причиной стратификации ПАУ в реголите: наиболее растворимые А и Ф просачиваются в грунтовые воды, наименее растворимые Б(а)А и ХР адсорбируются на богатых органическим веществом частицах верхних органогенных горизонтов почв, а ФЛ и П рассеяны в средней части профиля. Они могут аккумулироваться в результате испарения влаги, накопившейся в период половодья. Уменьшение доли почвенного стока и увеличение доли грунтового, происходящее от лета к зиме, сопровождается уменьшением доли ФЛ и П и увеличением доли Б(а)А и ХР, десорбирующихся из донных осадков.

Обратил на себя внимание тот факт, что участие испарений нефтеперекачивающих станций в загрязнении Байкала выше, чем их участие в загрязнении снегового покрова городов. Это может также быть объяснено фракционированием ПАУ в процессе

переноса: доля легких ПАУ в выбросах увеличивается с расстоянием. Кроме того, доля легких ПАУ в нефти наиболее высока. Тем не менее, с большой уверенностью можно также утверждать, что одним из источников загрязнения воды Байкала ПАУ являются естественные выходы нефти. Для обоснования этой точки зрения нами были проанализированы данные о составах нефти со всего мира [8, 9]. Из рис. 2 видно, что состав ПАУ испарений нефтеперекачивающих станций весьма сходен с составом ПАУ североморской нефти, а треугольник, образованный нефтью стран СНГ, мазутными котлами и нефтепереработкой, вмещает еще больше точек, чем треугольник со станциями.

Исследование осуществлено в рамках государственного задания № 0345-2014-0007 с использованием оборудования Байкальского аналитического центра коллективного пользования при поддержке Правительства Иркутской области и Российского фонда фундаментальных исследований, грант 14-45-04066.

Литература

1. Никаноров А.М., Резников С.А., Матвеев А.А., Аракелян В.С. Мониторинг полициклических ароматических углеводородов в бассейне оз. Байкал в районах сильного антропогенного воздействия // Метеорология и гидрология. 2012. № 7. С. 66-76.

2. Снытко В.А., Афонина Т.Е. Техногенные потоки углеводородных соединений в геосистемах бассейна оз. Байкал // География и природные ресурсы. 1993. № 2. С. 68-72.

3. Семенов М.Ю., Снытко В.А., Маринайте И.И. Новый метод оценки вкладов источников полициклических ароматических углеводородов в загрязнение объектов природной среды // ДАН. 2015. Т. 463. № 1. С. 94-98.

4. Белых Л.И., Малых Ю.М., Пензина Э.Э., Смагунова А.Н. Источники загрязнения атмосферы полициклическими ароматическими углеводородами в промышленном Прибайкалье // Оптика атмосферы и океана. 2002. Т. 15. № 10. С. 944-948.

5. Хатмуллина Р.М., Сафарова В.И., Сафаров А.М. Эмиссия полициклических ароматических углеводородов в окружающую среду // Безопасность жизнедеятельности. 2014. № 11. С. 34-37.

6. Пшенин В.Н. Транспорт как источник полициклических ароматических углеводородов в окружающей среде // Транспорт: наука, техника, управление. М.: ВИНИТИ, 1995. № 8.1. С. 27-44.

7. Ким И.Н., Ким Г.Н., Кривошеева Л.В., Хитрово И.А. Исследование состава полициклических ароматических углеводородов в коптильном дыме // Известия ВУЗов. Пищевая технология. 1999. № 5-6. С. 98-102.

8. Kerr J.M., Melton H.R., McMillen S.J., Magaw R.I., Naughton G., Little G.N. Polyaromatic hydrocarbon content in crude oils around the world // Conference paper from the 1999 SPE/EPA Exploration and production environmental conference held in Austin, Texas, USA. 1999. P. 359-368.

9. Aas E., Baussant T., Balk L., Liewenborg B., Andersen O.K. PAH metabolites in bile, cytchrome P4501A and DNA adducts as environmental risk parameters for chronic oil exposure: a laboratory experiment with Atlantic cod // Aquatic toxicology. 2000. N. 51. P. 241-258.

УДК 550.47

ВЛИЯНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА СОСТОЯНИЕ ДРЕВЕСНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ БОТАНИЧЕСКОГО САДА БИН РАН

Семенов О.М., Терехина Н.В.

Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург, e-mail: semyonov.somspb@yandex.ru, n.terehina@spbu.ru

Введение. Зеленые насаждения в городе выполняют большое количество функций, в частности деревья поглощают и нейтрализуют часть атмосферных поллютантов, задерживают пылевые частицы, сохраняя прилегающие территории от пагубного воздействия экотоксикантов, поэтому крайне важно правильно оценивать возможную устойчивость этих насаждений и грамотно подбирать породы деревьев [1]. Ботанический сад БИН РАН находится в старом промышленном районе, характеризующемся интенсивном движением автотранспорта и опасным уровнем загрязнения почв [2]. На территории Ботанического Сада было отмечено неудовлетворительное состояние деревьев вида *Acer platanoides* (клен платанолистный) и деревьев рода *Tilia* (липа), растущих у границ сада. Также было отмечено угнетение лип в однорядной уличной посадке на набережной реки Карповки, расположенной рядом. Было выдвинуто предположение, что причинами неудовлетворительного состояния растений является воздействие загрязнения, поступающего от автотранспорта, и обработка дорог противогололедными реагентами. В случае подтверждения данной гипотезы можно будет сделать вывод о том, что данные породы деревьев недостаточно устойчивы к подобному воздействию, и в будущем необходимо сделать выбор в пользу более выносливых видов, а также рекомендовать Комитету по благоустройству города изменить способ борьбы с гололедом.

Методы исследования. Полевые работы проводились в конце августа – начале сентября 2015 г. Для исследования было заложено 4 пробные площади (п.п.) в Ботаническом саду: № 1 расположена у набережной реки Карповки (южная граница сада), № 2 – вблизи набережной Большой Невки (восточная граница сада), № 3 – в центре сада, № 4 – у Аптекарского проспекта (западная граница сада). Также была заложена п.п. на набережной реки Карповки в однорядной уличной посадке недалеко от Ботанического сада.

Таблица 1

Зольность частей древесных растений и ее превышение над фоновыми значениями

Пробная площадь	Листья клена	Кора клена	Кора липы
Показатели зольности (%) / Превышение над фоновыми данными			
№1	10,23 / 1,18	9,54 / 2,05	6,08 / 1,31
№2	9,26 / 1,06	12,36 / 2,65	7,29 / 1,56
№3	10,81 / 1,24	5,89 / 1,26	–
№4	11,04 / 1,27	10,32 / 2,21	–
наб. р. Карповки	–	–	12,94 / 2,78

В ходе исследования было описано состояние деревьев по физиономическим признакам (по пятибалльной шкале определен класс сквозистости, описаны видимые признаки поражения листовых пластинок и процент пораженных листьев [3]), отобраны средние образцы корки с 3-4 деревьев (клена – на всех п.п. сада, липы – на п.п. № 1, 2, наб. Карповки), образцы листьев клена (на всех п.п. сада), образцы верхнего горизонта почвы в непосредственной близости от деревьев (на всех п.п.). Далее во всех образцах растений было определено содержание тяжелых металлов: Fe, Ni, Cu, Zn, Pb, Cd, Mn, Cr,

Со. Для почв определялось содержание подвижных форм тех же элементов, экстрагированных ацетатно-аммонийным буфером с pH 4,8. Определение проводилось на атомно-абсорбционном спектрометре с пламенной атомизацией novAA 300. В коре и почвах определялось содержание ионов Na^+ и Cl^-; в коре и листьях – также была определена зольность. Для почв определялись показатели pH водной и солевой вытяжек, а также гранулометрический состав мелкозема. Все химические анализы были выполнены в лаборатории геоэкологического мониторинга кафедры геоэкологии и природопользования Института Наук о Земле СПбГУ.

Таблица 2

Содержание ионов Na^+, Cl^- в почвах (мг/кг) и превышение над фоновыми значениями

Пробная площадь	Na^+	Cl^-
№1	956,5 / 103,9	5226,5 / 245,7
№2	208,8 / 22,7	285,0 / 13,4
№3	100,0 / 10,9	177,3 / 8,3
№4	199,3 / 21,7	188,3 / 8,9
наб. р. Карповки	5035,0 / 547,2	7462,5 / 69,1

Обсуждение результатов. По физиономическим признакам деревья вида *Acer platanoides* по краям сада относились в основном к I и II классам сквозистости, наблюдались паразитарные поражения (10-50% листьев, выраженность 5-10%); кроме того, присутствовал краевой некроз (примерно 10%), говорящий о биогеохимическом стрессе. В центре сада поражения были менее выражены, краевой некроз отсутствовал, паразитарные поражения наблюдались у 10-20% листьев. Что касается липы, то в Ботаническом Саду деревья также относились к I и II классам сквозистости, с поражением паразитами 10-30% листьев, у некоторых деревьев была отмечена мелколиственность. На набережной реки Карповки наблюдалась иная ситуация: деревья характеризовались III-V классами сквозистости, краевым некрозом 70-100%, мелколиственностью, что говорит о сильном угнетении.

Зольность всех растений превышена по сравнению с фоновыми данными [3], особенно выделяется по этому показателю кора клена (табл. 1), зольность которой больше фоновой в 2-2,5 раза и кора липы на набережной Карповки (превышение в 2,78 раз), что говорит о значительном загрязнении атмосферного воздуха и почв.

Таблица 3

Содержание ионов Na^+, Cl^-, в корке *Acer platanoides* и *Tilia sp.*, мг/кг сух в-ва

Пробная площадь	Na^+	Cl^-
Acer platanoides		
№1	126,0	38,3
№2	137,5	59,5
№3	81,3	17,5
№4	172,5	74,0
Tilia sp.		
№1	243,8	26
№2	451,0	82,5
наб. р. Карповки	378,3	199,3

Все исследованные почвы обладают слабокислым или нейтральным pH и являются относительно легкими по гранулометрическому составу. Применение противогололедных реагентов вызывает засоление почв и, как следствие, повышение содержания ионов Na^+ и Cl^- в образцах растений. Фоновые значения их концентраций в почвах составляют 9,2 и 21,27 мг/кг соответственно (данные для подмосковной Мещеры) [4],

следовательно, почвы на исследованных пробных площадях значительно засолены (табл. 2). Максимальное засоление почвы отмечено для однорядной посадки на набережной Карповки, высокое – для почв п.п. №1, минимальное – для центра сада. Для коры клена минимум также отмечен на центральной пробной площади (табл. 3).

Интерес представляет п.п. №4, где для ионов обоих элементов характерно высокое содержание в коре клена при относительно невысоком содержании в почвах. По-видимому, наблюдавшийся на данной п.п. разреженный травяной покров послужил причиной вымывания легкорастворимых солей из почвы.

Содержание тяжелых металлов в почвах представлено в табл. 4. Сравнение результатов с фоновыми данными [5] не показало существенного превышения в почвах сада, что объясняется недавней реставрацией почвенного покрова. Сравнение же полученных данных с ПДК позволило отметить наибольшее количество превышений ПДК по свинцу, что объяснимо тем, что свинец является главным загрязнителем, поступающим от автотранспорта. Самая загрязненная этим элементом точка расположена в однорядной уличной посадке липы мелколистной на набережной Карповки с очень интенсивным движением; в пределах Ботанического Сада наиболее загрязнена свинцом точка № 2. Проводившиеся ранее исследования почв Ботанического Сада БИН РАН [6] показали приуроченность максимальных содержаний свинца во всех четырех разрезах к погребенным гумусовым горизонтам. В верхних же горизонтах содержание свинца не превышало 0,2-0,3 ПДК, что обусловлено снижением промышленного загрязнения. Сравнение полученных данных с фоновыми [5] показало превышение по цинку, марганцу, кадмию, кобальту, свинцу. Суммарный показатель загрязнения максимален (28,4) для набережной реки Карповки (в целом, здесь зафиксировано наибольшее превышение ПДК и фоновых данных для 6 из 9 изученных элементов); на территории сада высокое значение показателя (11,3) отмечено для п.п. № 3. Трудно выявить зависимость пространственного распределения концентраций металлов внутри сада от какой-либо явной причины, что, вероятно, объясняется подсыпкой нового слоя почвы во время недавней реставрации сада.

Таблица 4

Содержание подвижных форм микроэлементов (мг/кг) в почвах и ПДК (по ГН 2.1.7.2041-06)

Пробная площадь	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd	Mn	Cr	Co	pH водн.	pH сол.
№1	23,30	0,565	0,487	20,65	14,55	0,148	67,55	0,384	0,49	6,99	6,37
№2	31,15	1,041	1,350	20,55	23,75	0,133	82,80	0,317	0,98	6,74	5,87
№3	23,95	1,985	1,025	22,80	18,00	0,332	46,60	0,455	0,96	6,48	5,50
№4	53,80	0,546	1,305	18,10	5,855	0,085	13,10	0,215	0,77	6,20	5,38
Набережная р. Карповки	13,70	1,155	5,900	86,1	53,9	0,474	28,75	0,513	1,21	6,93	6,63
ПДК	-	4	3	23	6	0,24	80	6	5	–	–
фон	1444	1,42	3,52	5,05	14,2	0,07	20,3	1,02	0,45	–	–

Если рассматривать содержание микроэлементов в коре и листьях деревьев, то здесь ситуация иная (табл. 5). На п.п. №4 с самой малозагрязненной почвой (ни по одному элементу содержание не превышает ПДК) были отмечены максимальные значения концентраций металлов в листьях и коре клена (отмечены для 5 и 6 металлов соответственно). Содержания свинца в почве и в коре низкие относительно других п.п., но при этом – самые высокие в листьях. Из этого можно сделать вывод, что здесь, у дороги, посадки кленов хорошо выполняет санитарные функции: листья аккумулируют частицы свинца из атмосферы, защищая почву. Примечательно, что на п.п. №3, расположенной в центре сада, содержания микроэлементов в листьях не минимальные сре-

ди отобранных проб: отмечены повышенные концентрации кадмия, хрома, свинца по сравнению с фоном. Концентрация свинца в коре довольно велика (превышение над фоном 11,4), что говорит о многолетнем его поступлении из воздуха.

В целом, по содержанию большинства исследованных элементов в листьях не наблюдаются существенных превышений фоновых значений. Только содержание свинца в листьях в среднем по саду выше фоновых показателей в 2,5 раза. Кора же выступает индикатором загрязнения: отмечены превышения над фоном в 8-20 раз для меди, никеля, свинца; и в 2-3 раза для железа, цинка, хрома, кадмия. Подводя итог, можно заключить, что самым загрязненным участком, где присутствует липа, является набережная реки Карповки: наихудшее физиономическое состояние деревьев соответствует сильнейшему биогеохимическому стрессу, самой «чистой» является точка №2 в центре сада.

Таблица 5

Содержание тяжелых металлов в листьях и коре деревьев, мг/кг сух. в-ва

Пробная площадь	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd	Mn	Cr	Co
в листьях *Acer platanoides*									
№1	105,5	0,377	3,61	17,15	2,26	0,056	10,41	0,648	0,204
№2	93,2	0,405	3,21	15,2	1,91	0,063	52,50	0,753	0,270
№3	81,4	0,906	4,41	29,4	1,93	0,090	42,15	1,086	0,120
№4	166,5	0,938	6,00	30,0	2,36	0,077	32,10	0,986	0,225
Фон, листья	273	1,65	5,72	31,0	0,84	0,07	216	0,74	0,13
в коре *Acer platanoides*									
№1	1340,0	16,30	41,6	86,10	92,5	0,636	79,85	2,54	1,007
№2	53,1	11,55	49,1	91,05	53,1	0,605	45,35	2,87	0,920
№3	1005,0	15,30	29,7	40,85	65,8	0,452	36,80	2,57	0,627
№4	1530,0	20,75	171,5	136,50	28,8	1,070	28,85	3,01	1,205
в коре *Tilia sp.*									
№1	1160,0	16,80	37,75	59,50	23,45	0,401	12,35	2,85	0,929
№2	1855,0	11,85	52,85	64,05	48,55	0,425	21,15	3,32	0,885
наб. р. Карповки	1565,0	20,75	55,40	153,50	26,15	0,811	29,35	3,58	1,770
Фон, корка	420	1,57	4,37	53,9	5,78	0,35	52,3	1,47	2,61

В целом, распределение большинства микроэлементов на территории сада определяется случайным образом, на него влияют воздушные потоки и привнос новой почвы. Однако в однорядной уличной посадке отмечены максимальные значения, как для коры липы, так и для почвы по большинству элементов. По засолению можно отметить тенденцию уменьшения его интенсивности при снижении транспортной нагрузки (удаленность от проезжей части и интенсивность движения). Таким образом, угнетение деревьев в Ботаническом Саду, по-видимому, объясняется в первую очередь засолением, в то время как в уличном озеленении деревья испытывают влияние и засоления и повышенного содержания тяжелых металлов. Исходя из этого, ситуация возможно улучшить, если городская администрация на деле откажется от применения антигололедных реагентов с высоким содержанием солей. Кроме того, можно сделать вывод о том, что липа мелколистная является недостаточно устойчивым растением по отношению к загрязнению, и при уличном озеленении в однорядных посадках, где деревья подвергаются наиболее сильному стрессу, необходимо использовать другие виды.

Литература

1. Кулагин А.А., Шагиева Ю.А. Древесные растения и биологическая консервация промышленных загрязнителей / Отв. ред. Г.С. Розенберг. М.: Наука, 2005. 190 с.

2. Горький А.В. Петрова Е.А. Загрязнение почв Санкт-Петербурга тяжелыми металлами.. СПб: Российский геоэкологический центр – филиал ФГУГП «Урангео» МПР РФ , 2007. URL http:// www.rgec.ru/downloads/met2007.pdf (Дата обращения 17.04.2016)

3. Уфимцева М.Д., Терехина Н.В. Фитоиндикация экологического состояния урбогеосистем Санкт-Петербурга. Спб.: Наука, 2005. 339 с.

4. Никифорова Е.М., Кошелева Н.Е., Власов Д.В. Мониторинг засоления снега и почв Восточного округа Москвы противогололедными смесями // Фундаментальные исследования. 2014. № 11-2. С. 340-347.

5. Дроздова И.В., Алексеева-Попова Н.В., Беляева А.И. Уровень содержания тяжелых металлов в системе почва-растение некоторых особо охраняемых природных территорий г. Санкт-Петербурга и Ленинградской области // Экологические проблемы промышленных городов. Сб. науч. тр. по матер. 7-й Всеросс. науч.-практич. конф. с международным участием. Часть 1. Под ред. Е.И. Тихомировой Саратов, 2015. С. 251-254.

6. Раппопорт А.В. Антропогенные почвы городских ботанических садов (на примере Москвы и Санкт-Петербурга). Дисс. ... канд. биол. наук. М., 2004. 152 с.

УДК 630.41

ПОДСТИЛКИ КАК ИНДИКАТОР СОСТОЯНИЯ ЛАНДШАФТОВ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Семенюк О.В.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: olgatour@rambler.ru

Одной из задач в определении экологического состояния городских ландшафтов является оценка функционирования зеленых насаждений на основе изучения показателей биологического круговорота. Подстилка является неотъемлемым компонентом в структуре биогеоценозов и важнейшим звеном биологического круговорота веществ не только в лесных экосистемах, но и на озелененных урбанизированных территориях. Правила содержания городских древесных насаждений на озелененных территориях предусматривают различные режимы ухода, в том числе и парковый режим, который заключается в удалении подроста и подлеска, нерегулярном кошении травостоя и сборе листвы. Влияние его на биологический круговорот биогеоценоза изучено недостаточно. В результате паркового режима ухода за зелеными насаждениями происходит упрощение вертикальной структуры древостоя, что, по-видимому, приводит к изменению экологических условий и оказывает влияние на скорость разложения подстилки. Анализ показателей состояния подстилки позволяет диагностировать особенности биологического круговорота в городских экосистемах, что определяет актуальность изучения подстилок.

Целью исследования являлась оценка состояния подстилок типичных древесных насаждений урбанизированных озелененных территорий города Москвы.

Исследования проводились на территории Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова. Объектами исследования являются 3 типа древесных насаждений, состоящих из: березы повислой, липы мелколистной и клена платановидного. Выбор данных типов насаждений определялся преобладающими древесными породами в Москве. Изучение подстилок проводилось на территории с условно-эталонными биогеоценозами ботанического сада МГУ без паркового режима ухода и на озелененной парковой территории МГУ, где применяется система паркового ухода за зелеными насаждениями.

Отбор подстилок проводится в два срока: в конце вегетационного периода и после листопада. Подстилки отбирались в трехкратной повторности с площади 50х50 см и определялся их компонентный состав (ветки, листья, ветошь, плоды, кора и детрит). Для определения фракционного состава детрита он просеивался через сита, было получено 8 фракций. Активная фракция подстилок определялась как доля суммы фракций меньше 5 мм от общих запасов подстилки. Запасы легкоразлагаемых компонентов подстилки рассчитывались по сумме фракций подстилки – листьев и ветоши. Объем ежегодно реализуемого органического вещества рассчитывался как разница количества легкоразлагаемых компонентов в подстилке после листопада и в конце периода минерализации [1]. Все запасы подстилок определялись на абсолютно-сухую навеску. Полученные материалы были обработаны статистическими методами с использованием стандартных отклонений в качестве показателя варьирования признаков.

В результате проведенных исследований мы получили данные по показателям состояния подстилок типичных древесных насаждений ботанического сада и парковой зоны МГУ. Результаты полевых исследований показали, что мощность подстилок березы, липы и клена парковой зоны варьирует в пределах от 0,5 до 5 см, а у подстилок ботанического сада тех же насаждений – от 3 до 11,5 см, что соответствует литературным данным по подстилкам лесных биогеоценозов и немного превышает данные по парко-

вым территориям .[2]. Мощности подстилок увеличиваются в ряду древесных насаждений береза-липа-клен во всех сроках отбора как для ботанического сада, так и для парковой зоны, при этом мощности подстилок ботанического сада выше, чем парковой зоны.

Все подстилки биогеоценозов преимущественно деструктивные, однако на территории ботанического сада в 35% встречаются переходные деструктивно-ферментативные, о чем свидетельствует наличие горизонтов как деструктивного, так и переходного деструктивно-ферментативного. Данное строение подстилок характерно для биогеоценозов березы и клена ботанического сада МГУ.

Как и следовало ожидать, общие запасы после листопада почти в 2 раза выше запасов подстилок до листопада. Для насаждений ботанического сада запасы подстилки выше во все сроки отбора по сравнению с парковой зоной. Общие запасы подстилок колеблются в пределах для условно-эталонных территорий ботанического сада – от 0,6 до 1,9 кг/м^{2}при максимуме запасов под кленом, в парковой зоне – от 0,2 до 1,5 кг/м^2 при минимуме запасов под березой. Средние значения соответствуют литературным данным [3,4].

Анализ полученных материалов показал, что запасы легкоразлагаемых компонентов (листьев и ветоши) увеличивается к концу осени – после листопада. Максимальные запасы легкоразлагаемой части подстилки определены в подстилках липняка ботанического сада – 37% от общих запасов лесной подстилки. В подстилках клена и березы легкоразлагаемые компоненты занимают в среднем 25% и 8% соответственно. В парковой зоне МГУ также максимум запасов приходится на подстилки липы – 45%, а минимум – на подстилку березы – 5%.

Анализируя полученные данные по ежегодно реализуемому органическому веществу, можно видеть, что прослеживается общая тенденция к увеличению объема ежегодно реализуемого органического вещества подстилок в ряду береза-клен-липа для двух территорий с разными режимами ухода. Наибольшими объемами обладают подстилки биогеоценоза липняка парковой зоны – 88% от общих запасов подстилки. У биогеоценозов березы наименьшие запасы ежегодно реализуемого органического вещества – 6-25%. Прежде всего это связано с тем, что береза – мелколиственная порода, в составе ее опада большое количество веток, также береза выделяет вещества-ингибиторы, замедляющие процессы разложения органического вещества. У подстилок парковой зоны объемы ежегодно реализуемого органического вещества выше, чем в ботаническом саду, что свидетельствует о более высокой интенсивности процессов разложения и повышенной скорости биологического круговорота.

Изучение фракционного состава подстилок выявило особенности подстилок различного типа. В подстилках березняка преобладает фракция веток как в ботаническом саду, так и в парковой зоне МГУ (до 70%), а у подстилок липняка – велика доля листьев (до 50%). При сравнении фракционного состава подстилок до и после листопада двух территорий с разными режимами ухода можно заметить, что наблюдается общая тенденция к увеличению фракции листьев, ветоши, детрита и плодов.

Детрит – это глубоко преобразованные растительные остатки, измельченные до такой степени, которая не позволяет проводить их дальнейшее разделение. Полученные данные по фракционному составу детрита показали, что долевое участие мелких фракций выше в подстилках парковой зоны, чем в ботаническом саду МГУ примерно на 10%. Для детрита березы и клена ботанического сада характерно относительно высокое долевое участие мелких фракций 1-2 и 2-3 мм по отношению к фракционному составу детрита липы, где преобладают фракции выше 3 мм.

Активная часть подстилки (частицы, размер которых меньше 5 мм) преобладает в подстилках, отобранных до листопада. Максимальное долевое участие активной части подстилки в березняке – около 33% от общего запаса подстилки. Наблюдается общая

тенденция к увеличению активной фракции подстилок в ряду береза-клен-липа как в ботаническом саду, так и в парковой зоне МГУ. Доли активной фракции подстилок парковой зоны МГУ преимущественно ниже, чем в ботаническом саду, что может свидетельствовать о повышенной скорости биологического круговорота.

Анализ показателей состояния подстилки показал, что подстилки зеленых насаждений территории МГУ преимущественно примитивные, деструктивные, очень маломощные, что свидетельствует о повышенной интенсивности процессов разложения и высокой скорости биологического круговорота органического вещества.

Особенностью подстилок условно-эталонных березовых биогеоценозов ботанического сада является их сложное строение, повышенные общие запасы при низких долях легкоразлагаемой части и ежегодного реализуемого органического вещества, значительное долевое участие мелких фракций детрита и высокое содержание активной фракции; перечисленные особенности свидетельствуют о замедленной интенсивности процессов разложения органического вещества и пониженной скорости биологического круговорота.

По отношению к подстилкам березовых насаждений подстилки липового и кленового биогеоценозов ботанического сада и парковой зоны характеризуются повышенными долями легкоразлагаемой части и ежегодно реализуемого вещества, а также пониженной долей содержания активной фракции, что отражает высокую скорость биологического круговорота в данных биогеоценозах.

Анализ состояния подстилок урбанизированных территорий показал, что в условиях паркового режима мощность и общие запасы подстилок снижаются, активизируется скорость деструкции органического вещества, что выражается в увеличении долевого участия ежегодно реализуемого органического вещества от общих запасов подстилки.

Литература

1. Богатырев Л.Г. Образование подстилок – один из важнейших процессов в лесных экосистемах // Почвоведение. 1996. № 4. С. 501-511.

2. Ильинская С.А., Матвеева А.А., Казанцева Т.Н. Типы леса // Леса южного Подмосковья. Под ред. Л.П. Рысина. М.: Наука, 1985. С. 125-135.

3. Кузнецов В.А., Рыжова И.М., Телесина В.М., Стома Г.В. Количественная оценка влияния рекреации на растительность, подстилку и плотность почв лесопарков Москвы // Вестник Московского университета, Сер. 17, Почвоведение. 2015. № 1. С. 21-30.

4. .Копцик Г.Н., Смирнова И.Е., Ливанцова С.Ю., Копцик С.В., Захарова А.И., Вострецова Е.В. Вклад растительного опада и подстилки в биологический круговорот элементов в лесных экосистемах Звенигородской биостанции // Труды Звенигородской биологической станции. Т.5. М., 2011. С. 18-32.

УДК 504.05

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ПОЧВЕННОМ ПОКРОВЕ ФУНКЦИОНАЛЬНЫХ ЗОН ГОРОДА ВОРОНЕЖА

Середа Л.О., Куролап С.А.

Воронежский государственный университет, Воронеж, e-mail: ivlud@yandex.ru

Возрастающие площади нарушенных и техногенно трансформированных почв урбанизированных территорий – одна из актуальных проблем крупных городов РФ с развитой инфраструктурой, к числу которых относится город Воронеж. Весомый вклад в нарушение целостности распространения почвенного покрова, его структуры вносят площадные и точечные строительные работы, транспортные магистрали, промышленное производство и другие сферы антропогенного влияния. Наиболее распространенными загрязняющими веществами городских почв являются тяжелые металлы и нефтепродукты.

Для оценки состояния почвенного покрова нами были проведены специальные эколого-геохимические исследования на территории города Воронежа. Согласно ГОСТ 17.4.3.01-83 и ГОСТ 17.4.4.02-84 [1, 2] было отобрано было отобрано 116 образцов из верхних горизонтов почв (10-15 см) в весенне-летний период 2014-2015 гг. по заранее выбранным пунктам мониторинга в разных функциональных зонах: 30 точек в жилой зоне (в том числе, 12 – центральной исторической части города, 8 – кварталах с современной многоэтажной застройкой и 10 – в частном секторе (преимущественно одноэтажная застройка), 23 точки в промышленной зоне, 21 точек в зоне рекреации, 23 точки – в транспортной зоне, а также 10 точек в зоне перспективной застройки. Точки отбора образцов почв отмечены на рис. 1. В качестве фона были выбраны 7 точек на территории пгт. Рамонь, СНТ «Северный бор», Ботанического сада ВГУ и санатория им. Горького с естественным ненарушенным почвенным профилем.

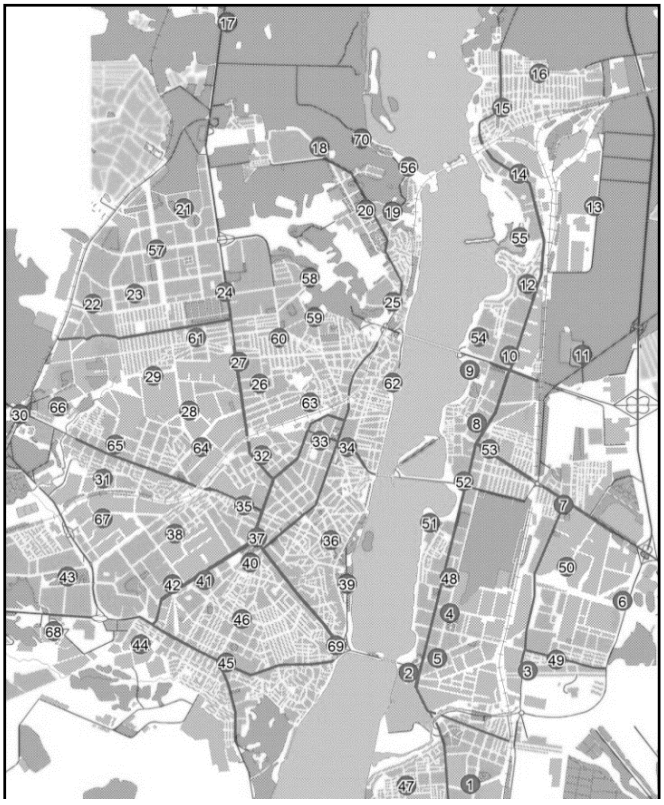


Рис. 1. Точки отбора образцов почвы на территории города в 2014 г.

Комплексные исследования были проведены на базе аттестованной эколого-аналитической лаборатории факультета географии, геоэкологии и туризма ВГУ. Для определения содержания тяжелых металлов в почвенном покрове использовали вольтамперометрический метод исследования (на анализаторе ТА-4 согласно ПНД Ф 16.1:2:2:2:3.48-06).

На территории города сформировались разнообразные типы почв, в том числе и испытывающие различный уровень техногенной нагрузки. По гранулометрическому составу они также неоднородны – от песков и супесей (преимущественно на левом берегу) до тяжелых суглинков (особенно в правобережной возвышенной части города).

В почвенном покрове города Воронежа преобладают урбаноземы (преобразованные почвы в результате хозяйственной деятельности человека). Они образуют крупные ареалы в промышленной, транспортных зонах города. Небольшая часть площади города занята почвами слабозатронутыми хозяйственной деятельностью человека (преимущественно под городскими лесами и лесопарковыми зонами в черте города).

Для выяснения индикационной роли тяжелых металлов в загрязнении городской среды нами проводится мониторинг валовых концентраций и подвижных форм свинца, кадмия, меди, цинка в поверхностном слое городских почв. Опасность высокого загрязнения транспортных зон города Воронежа свинцом и кадмием (по подвижным формам) ранее уже была отмечена Н.Н. Назаренко с соавт. [3]. Результаты наших аналитических исследований представлены на рис. 2.

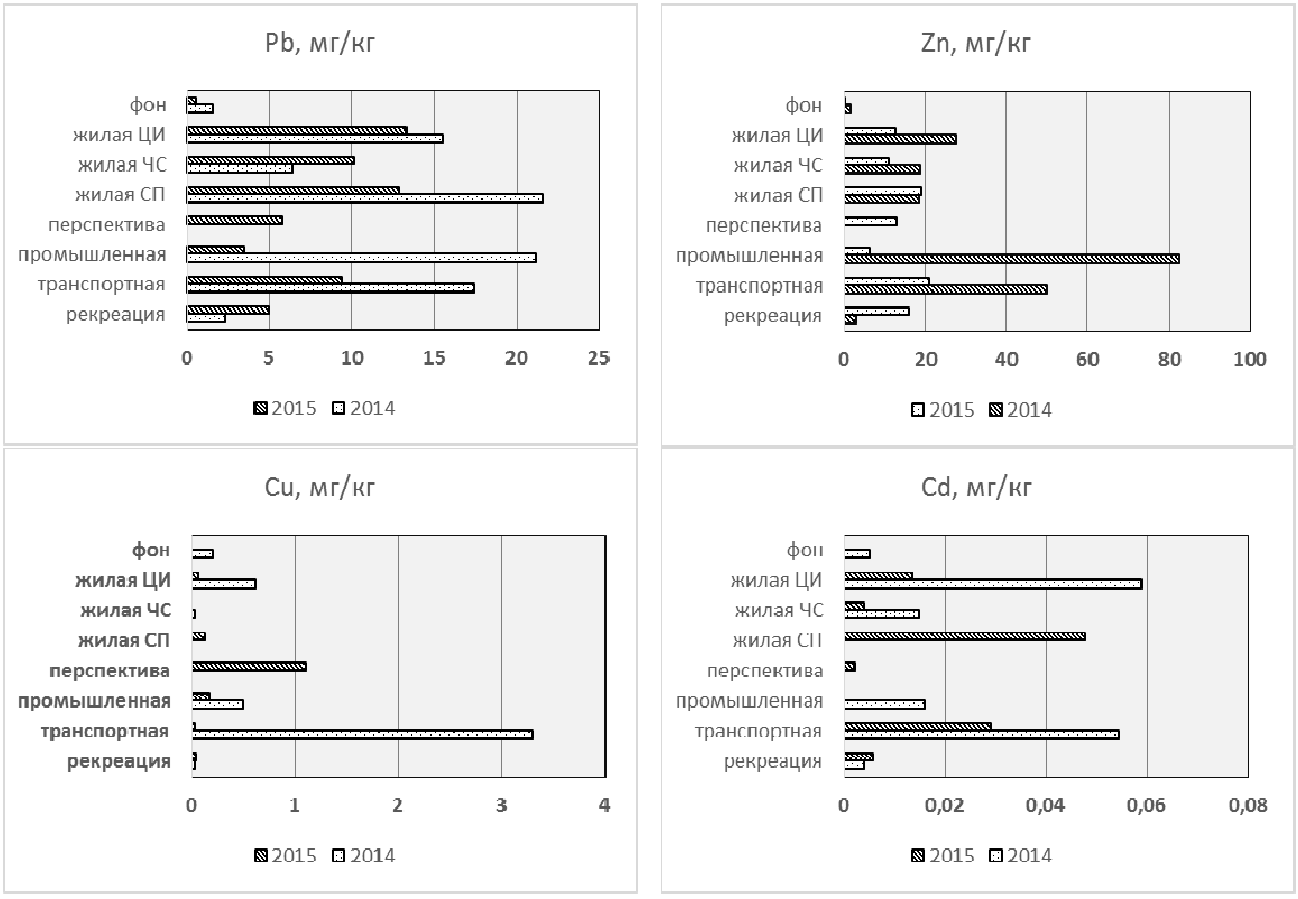


Рис. 2. Загрязнение тяжелыми металлами различных функциональных зон города

Основным приоритетным загрязнителем почв г. Воронежа является свинец. Повышенное загрязнение свинцом воздушного бассейна и почв обычно связано с автотранспортной нагрузкой, постепенно нарастающей в современных городах. Причем ионы свинца малоподвижны даже при низких значениях pH, что усиливает загрязнение свинцом поверхностных горизонтов почвы обычно до глубины 10-15 см [4].

Нами отмечены повышенные концентрации свинца (до 2-4 ПДК) на транспортных перекрестках и вдоль крупных автодорог города – перекресте Московского пр-та и ул. Хользунова, ул. Грамши, ул. 9-е Января – ул. Антонова-Овсеенко, ул. Плехановской, ул. Кольцовской и др. В жилой зоне и зоне рекреации высоких концентраций свинца не было отмечено.

Другим опасным загрязняющим веществом в городе является кадмий. Накопление кадмия в гумусе протекает в значительно меньшей степени, чем накопление свинца. В ходе нашей работы высоких концентраций кадмия обнаружено не было. В промышленных и транспортных зонах содержание кадмия было в 3-4 раза выше, чем в зонах рекреации и селитебной, но превышений ПДК не отмечалось.

Анализируя загрязнение почвы города Воронежа медью, обнаружены участки с превышением ПДК: точка 42 – ул. Ворошилова, точка 30 – в зоне влияния Воронежского механического завода (филиал ФГУП «ГКНПЦ им. М.В. Хруничева»), точка 14 – ул. Б. Хмельницкого, 35 – в зоне влияния ОАО ХК «Мебель Черноземья» и Воронежского вагоноремонтного завода (филиал АО "Вагонреммаш") и точка 15 – ул. Куйбышева – ул. Панфилова – в транспортной зоне города, что свидетельствует о том, что данные промышленные объекты могут быть источником загрязнения городской среды медью. Также стоит отметить, что высокие концентрации меди, близкие к величине ПДК, наблюдаются в зонах интенсивной транспортной нагрузки города (ул. Димитрова – ул. Волгоградская, Московский проспект – ул. Хользунова и др.).

К сравнительно подвижным элементам в почве также относят цинк. В ряде участков города наблюдается значительное превышение ПДК содержания в почве цинка; в основном это транспортные участки города (ул. Брусилова – Ленинский проспект, Московский проспект) и промышленная зона (ул. Пирогова, 79, ул. Богдана Хмельницкого, 35, ул. Кривошеина, 11).

Основными источниками поступления цинка в окружающую среду являются ФГУП «Воронежский механический завод» и ОАО «Рудгормаш».

В ходе проведенных исследований нами было выявлено, что наибольший уровень загрязнения почвенного покрова валовым содержанием и подвижными формами тяжелых металлов установлен в промышленной и транспортной зонах города. Наименьшее загрязнение почвы тяжелыми металлами отмечается преимущественно в районах, удаленных от промышленных объектов («спальных» микрорайонах) и крупных автодорог [5].

По результатам исследований в 2014 г. повышение содержания тяжелых металлов в почвенном покрове происходит по мере увеличения антропогенной нагрузки в следующем ряду: рекреационная зона < жилая ЧС < жилая СП < жилая ЦИ < транспортная < промышленная. По результатам исследований в 2015 г. ряд сложился таким образом: промышленная < зона перспективной застройки < рекреационная зона < жилая ЧС < жилая ЦИ < транспортная < жилая СП.

Учитывая высокую потенциальную опасность загрязнения городской среды тяжелыми металлами, для предотвращения формирования очагов высокого химического загрязнения целесообразно в дальнейшем расширить систему пунктов почвенно-геохимического мониторинга с равномерным охватом всей территории города.

Литература

1. ГОСТ 17.4.4.02-84. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического и гельминтологического анализа. М.: Госстандарт, 1984. 20 с.

2. ГОСТ 17.4.3.01-83. Охрана природы: почвы. Общие требования к отбору проб. М.: Изд-во Стандартов, 1984. 29 с.

3. Назаренко Н.Н. Биоиндикация почвы транспортных зон г. Воронежа / Н.Н. Назаренко, И.И. Корецкая, И.Д. Свистова // Вестник Воронеж. гос. ун-та. Серия География. Геоэкология. 2015. № 1. С.46-50.

4. Почва, город, экология / под общ. ред. Г.В. Добровольского. М.: Фонд «За экономическую грамотность», 1997. 320 с.

5. Середа Л.О., Яблонских Л.А., Куролап С.А. Оценка эколого-геохимического состояния почвенного покрова городского округа город Воронеж // Вестник ВГУ, Серия: География. Геоэкология. 2015. № 4. С. 59-65.

УДК 574.472

ИЗУЧЕНИЕ ВИДОВОЙ СПЕЦИФИКИ НАКОПЛЕНИЯ МЕТАЛЛОВ РАСТЕНИЯМИ *GALIUM VERUM L.* (ПОДМАРЕННИК НАСТОЯЩИЙ) И *HELICHRYSUM ARENARIUM (L.) MOENCH* (ЦМИН ПЕСЧАНЫЙ) ПРИ РАВНОЙ КОНЦЕНТРАЦИИ ИХ В ПОЧВЕ

Сибиркина А.Р.

ЧелГУ, Челябинск, e-mail: sibirkina_alfira@mail.ru

Растения активно участвуют в изменении формы нахождения химических элементов в окружающей среде, что делает их незаменимыми в биогеохимических исследованиях [1]. В последние годы доказана перспективность использования растений для оздоровления почв, загрязненных металлами. Методы фиторемедиации особенно актуальны для улучшения экологического состояния сельскохозяйственных земель, при этом в качестве растений-ремедиаторов рекомендуют использовать тысячелистник обыкновенный (*Achillea millefolium L.*), одуванчик лекарственный (*Taraxacum officinale Wigg.*), полынь горькую (*Artemisia absihthium L.*) и некоторые другие [2]. В данной работе исследованы ремедиационные возможности *Galium verum L.* и *Helichrysum Arenarium (L.) Moench*, произрастающих практически повсеместно, на сухих лугах, полянах, вдоль дорог, на межах. Кроме того, растения *Galium verum L.* и *Helichrysum arenarium (L.) Moench* с глубокой древности используются в медицине. Однако применение их в качестве растений-ремедиаторов ставит под сомнение их лекарственные свойства; вместе с тем, «нектароносность» растений, особенно *Galium verum L.*, делает их ценными для пчеловодства.

Целью данного исследования явилось сравнение металлонакопительной способности *Galium verum L.* и *Helichrysum arenarium (L.) Moench* при биологическом поглощении металлов из почвы, и оценка их ремедиационного использования.

Объектом исследования явились боровые пески сосновых боров Семипалатинского Прииртышья и растения *Helichrysum arenarium (L.) Moench u Galium verum L.*, произрастающие на них. Анализы выполнялись в Институте геологии и минералогии (ИГМ СО РАН, Новосибирск) методами атомно-абсорбционной спектроскопии (ААС) и электротермической атомизации для валового кадмия и для подвижных форм кадмия, свинца, меди и бериллия. Используемые приборы: ААС модель SP9 фирмы PYE UNICAM (пламенная атомизация); ААС модель Zeeman/3030 HGA-600 фирмы PERKIN-ELMER (электротермическая атомизация). Предел обнаружения составил для растений и валового содержания в песках 0,005-10,0 мг/кг, для подвижных форм – 0,002-0,02 мг/л.

Содержание и степень подвижности металлов в растениях тесно связаны с особенностями рельефа и климата, свойствами почвообразующих пород и почв [3]. Базовым критерием, указывающим на естественный состав элементов, и соответственно, ненарушенный питательный режим фитоценоза, служит содержание химических элементов на фоновых территориях. На основе экстракционного критерия установлено, что боровые пески сосновых боров по отношению кислоторастворимых форм исследуемой группы элементов к их валовому содержанию, относятся к категории относительно фоновых почв, %: Cd – 19,2; Zn – 3,5; Pb – 3,4; Cu – 3,0; Be – 0,5. Минимальное количество исследованных металлов от валового содержания находится в водорастворимых формах, %: Cu – 0,05; Zn – 0,13; Pb – 0,22; Cd – 3,59; Be – 0,28. Тем не менее, значительная часть сосновых боров испытывает негативное антропогенное воздействие за счет нерегулярного привноса элементов – загрязнителей. Среднее валовое содержание исследованных металлов отображает убывающий ряд, мг/кг: Zn (57,54) > Pb (20,91) > Cu (10,85) > Be (1,6) > Cd (0,115). Содержание большинства металлов находятся в достоверно высокой корреляционной зависимости между собой, например, для пар медь-

цинк r=+0,6 и медь-бериллий r=+0,7, для пар цинк-свинец, цинк-кадмий, свинец-кадмий r=+ 0,9. Для пар свинец-бериллий и кадмий-бериллий коэффициент корреляции имел отрицательные значения (r= - 0,3-0,4).

На основе кларка концентраций (Кс) для боровых песков выявлена свинцово-кадмиевая специализация, формула геохимической специализации – $Pb_{1,4}Cd_{1,3}Zn_{0,7}Cu_{0,2}Be_{0,05}$. Установлено, что кларки концентраций Cd и Pb составляют 1,3 и 1,4 их кларка в земной коре, а среднее валовое содержание Cu, Zn и Be 1,3 до 4,3 раза ниже их кларка в земной коре по А.П. Виноградову [4]. Вместе с тем, содержание свинца близко к уровню концентрации элемента в поверхностном слое почв мира [5], но выше кларкового значения для почв Восточного Казахстана 15,8 мг/кг [6]. Содержание Cu и Cd в 1,2-1,9 раза ниже их региональных фоновых значений для средней полосы Восточного Казахстана, в пределах которого располагается Семипалатинское Прииртышье; однако концентрации Pb и Zn в 1,4-1,5 раза выше их региональных фоновых значений для средней полосы Восточного Казахстана; концентрации выше ПДК выявлены только для Zn от 2,7 (2,1-3,0 раза), валовое содержание других элементов ниже значений их ПДК.

Как известно, химический состав почвы формирует и химический состав растений, что позволяет говорить о видоспецифичности накопления металлов. В настоящее время имеются многочисленные данные, свидетельствующие о том, что разные виды растений проявляют различную устойчивость к действию загрязняющих веществ. Не являются исключением и травянистые растения сосновых боров Семипалатинского Прииртышья, например, *Galium verum L.* и *Helichrysum arenarium (L.) Moench*. В ходе исследования надземной части и корней *Helichrysum arenarium (L.) Moench,* обнаружены превышения ПДК кадмия в 1,1-21,1 раза, свинца в 1,2 раза в корнях и до 1,1-2,4 ПДК в листьях. Концентрации меди и бериллия, обнаруженные в корнях *Helichrysum arenarium (L.) Moench,* являются аномальными для растений [3]. Концентрации бериллия и кадмия выявленные в *Helichrysum arenarium (L.) Moench* выше фоновых, а концентрация меди и цинка значительно превышают региональные кларки для дикорастущей растительности средней полосы Восточного Казахстана [3]. В то же время, для *Galium verum L.* превышений концентраций изученных металлов обнаружено не было.

Исследование показало, что, несмотря на разную металлонакопительную способность, для изученных растений существует общая закономерность в распределении металлов по органам и тканям. Оба вида растений большую часть исследованных металлов накапливают в корнях, очевидно, что в этих растениях апопластический транспорт металлов блокируется в гидрофобных частях клеточных стенок, например, в поясках Каспари, выполняющих определенную защитную функцию и ограничивающих переход в проводящие ткани [7]. Либо, поступающие в корни элементы прочно фиксируются, не переходя полностью в надземную часть за счет их хелатирования, что приводит к уменьшению их подвижности [7].

Видовая специфика накопления металлов растениями при равной концентрации их в почве всецело обусловлена их биологическими особенностями. Анализ распределения металлов по частям растений позволил построить следующие ряды убывания. В *Helichrysum arenarium (L.) Moench* медь распределяется в следующем порядке, в мг/кг: цветки (10,48) > листья (9,65) > корни (9,26) > стебли (5,85); а в *Galium verum L.*, в мг/кг – цветки (5,91) > стебли (5,86) > листья (5,84) > корни (5,82). Распределение свинца в *Helichrysum arenarium (L.) Moench* происходит в порядке, в мг/кг: листья (6,89) > цветки (6,34) > стебли (5,40) > корни (3,86); в *Galium verum L.*, в мг/кг: стебли (6,84) > цветки (6,29) > корни (4,86) > листья (4,21). В направлении листья (0,536) > корни (0,420) > цветки (0,238) > стебли (0,204) происходит уменьшение содержания кадмия у *Helichrysum arenarium (L.) Moench, а у Galium verum L.* – цветки (0,110) > листья (0,094) > стебли (0,042) > корни (0,006). Уменьшение содержания бериллия у *Helichrysum arenarium (L.)*

Moench наблюдается в ряду, мг/кг: листья (0,164) > цветки (0,149) > корни (0,136) > стебли (0,116), а у *Galium verum L.* – корни (0,153) > цветки (0,120) > стебли (0,112) > листья (0,086). Уменьшение концентраций цинка у *Helichrysum arenarium (L.) Moench* выявлено в ряду, в мг/кг: корни (40,26) > листья (38,77) > стебли (32,61) > цветки (31,82), а у *Galium verum L.* – корни (52,48) > листья (36,50) > цветки (33,46) > стебли (26,10).

Металлы могут по-разному взаимодействовать друг с другом, о чем свидетельствуют рассчитанные коэффициенты корреляции. Так, с достаточно высокой достоверностью установлены зависимости между медью и цинком (r = 0,46±0,25), положительные корреляционные связи установлены для пары цинк-бериллий (r до 0,57-0,93). В стеблях растений положительные корреляционные связи выявлены между парами цинк-кадмий (r до 0,51-0,78). В корнях растений выявлены положительные зависимости, например, для пары бериллий-цинк (r до 0,52-0,60). Вместе с тем, выявлены и отрицательно коррелирующие пары металлов, например, медь-свинец (r = -0,76±0,13), свинец-бериллий (r=-0,62±0,19). Отрицательные корреляционные связи между свинцом и бериллием характерны и для почв.

Полученные данные о металлонакопительных способностях *Galium verum L.* и *Helichrysum arenarium (L.) Moench* показали, что при разработке мероприятий по фиторемедиации территорий с возможным загрязнением соединениями металлов целесообразно использовать *Helichrysum arenarium (L.) Moench*, который, обладая хорошими металлопоглотительными возможностями, способен создавать эстетически приятный вид городским ландшафтам.

Литература

1. Сибиркина А.Р. Биогеохимическая оценка содержания тяжелых металлов в сосновых борах Семипалатинского Прииртышья: автореф. дисс. … докт. биол. наук: Омск, 2014. 38 с.

2. Васильева Т.Н. Фиторемедиаторы территории городской агломерации // Бюллетень оренбургского научного центра УрО РАН. 2014. № 2. С. 8-12.

3. Панин М.С. Аккумуляция тяжелых металлов растениями Семипалатинского Прииртышья. Семипалатинск: ГУ «Семей», 1999. С. 23-30.

4. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 238 с.

5. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 440 с.

6. Панин М.С. Формы соединений тяжелых металлов в почвах средней полосы Восточного Казахстана (фоновый уровень). Семипалатинск: ГУ «Семей», 1999. 329 с.

7. Серегин И.В. Распределение тяжелых металлов в растениях и их действие на рост : автореф. дисс. … докт. биол. наук. М., 2009. 33 с.

УДК 553.251.2:553.262.4:546.791

УЧЕНИЕ А.И. ПЕРЕЛЬМАНА О ГЕОХИМИЧЕСКИХ БАРЬЕРАХ В ПРАКТИКЕ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СРЕДЫ ГИПЕРГЕННОГО МИНЕРАЛООБРАЗОВАНИЯ

Сивцов А.В., Дойникова О.А.
ИГЕМ РАН, Москва, e-mail: doa@igem.ru

Геохимические условия среды формирования рудной U^{+4}-минерализации (урановых черней) выявляются путем определения условий кристаллизации отдельных рудных минералов, составляющих черни. На условия образования указывают кристаллохимические особенности входящих в состав урановой черни коффинита $USiO_4$ и нингиоита $[Ca,U(PO_4)]\cdot nH_2O$, установленные комплексом методов аналитической электронной микроскопии (АЭМ). На основе учения А.И. Перельмана о геохимических барьерах эти особенности минералов (микронная размерность, элементный состав, изоморфные примеси) рассматриваются как показатель геохимической обстановки минералообразования.

Изучение экзогенных руд, локализованных в зоне гипергенеза, до настоящего времени остается достаточно сложной задачей ввиду дисперсности минеральных фаз. Современный уровень изучения минералогии и геохимии таких месторождений требует привлечения комплекса высоко-локальных методов исследования, таких, как аналитическая электронная микроскопия (АЭМ). Объектами нашего многолетнего изучения были черневые урановые руды зоны гипергенеза, которые представляют безусловный промышленный интерес.

Минерализация четырехвалентного урана – так называемая чернь – представляет собой темный рыхлый радиоактивный материал; она широко проявлена практически во всех месторождениях урана зоны гипергенеза. До 1970-х гг. считалось, что урановые черни состоят исключительно из оксидов урана. С началом использования АЭМ для минералогического изучения этих дисперсных образований было установлено, что состав черней более сложен; он представлен, по крайней мере, тремя различными минеральными формами урана: оксидной (уранинит), силикатной (коффинит) и фосфатной (нингиоит), а размеры этих минералов не превышают микронных значений [1, 2].

Условия образования черневой минерализации выявлены путем анализа кристаллохимических данных об U^{4+}-минералах [3] на основе заключений А.И. Перельмана о миграции урана в зоне гипергенеза и его учения о геохимических барьерах, т.е. систематики типов геохимических обстановок [4 - 7 и др.].

Опыт применения комплекса методов просвечивающей АЭМ (дифракция электронов + ЭДС анализ) для диагностики черневых урановых руд показал, что в составе микрокристаллов коффинита $USiO_4$ /$U^{4+}(SiO_4)_{1-x}(OH)_{4x}$/ и нингиоита $[Ca,U(PO_4)]\cdot nH_2O$ /$CaU(PO_4)_2\times 2H_2O$/ нередко присутствуют примеси, казалось бы, не характерные для них. Так, например, в нингиоите установлена примесь железа, а в коффините – фосфора [2].

Для Fe-содержащего нингиоита (рис. 1), одновременное вхождение в структуру четырехвалентного урана U^{4+} и двухвалентного, изоморфного кальцию, железа Fe^{2+} указывает на *слабоглеевую* восстановительную среду осаждения.

Судя по примесям (Fe, Y, As, S, V, Ce, Ti), встреченным в составе нингиоитов из различных образцов, преобладающая обстановка кристаллизации этого фосфата в гипергенных условиях – слабоглеевая. Набор парагенных элементов указывает на сульфидные осадительные барьеры урана для глеевого типа вод, допускающие миграцию Fe. Именно здесь допустима водная миграция названных элементов одновременно с ураном и фосфором. Восстановительными барьерами в слабовосстановительных условиях

могут быть как сульфидная минерализация, так и углефицированное органическое вещество. Наши наблюдения переслаивания нингиоита с пиритом свидетельствуют о допустимой кристаллизации нингиоита и в резковосстановительной сероводородной обстановке. Широкое проявление катионного изоморфизма (U, Ca, Fe, Th, REE) в структуре нингиоита, позволило также проанализировать допустимые схемы изоморфных замещений в его структуре [3].

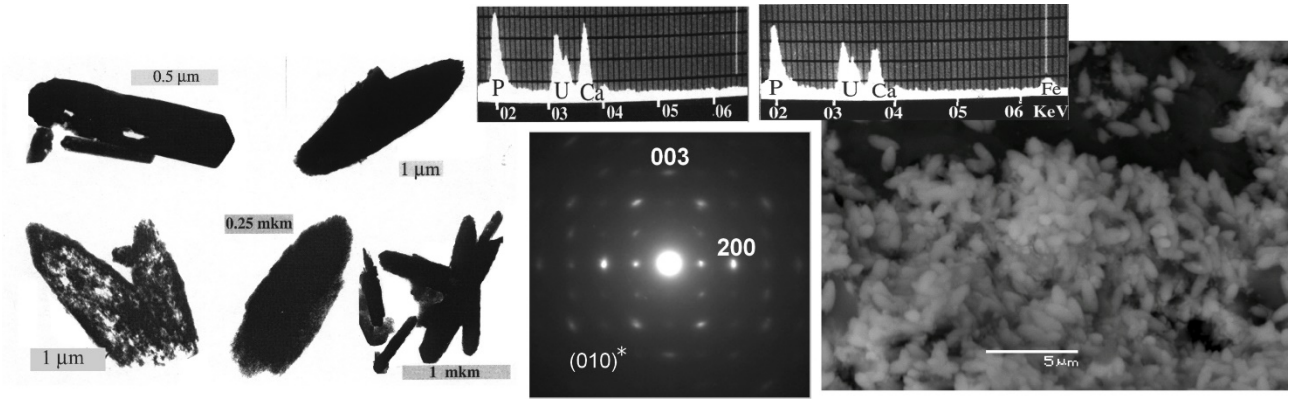


Рис. 1. Нингиоит: микрокристаллы (на просвет), энергодисперсионные (ЭД) спектры состава, картина микродифракции электронов, скопление кристаллов на кварце (скан)

Присутствие в составе различных коффинитов (рис. 2) примесей As, Ca, Ti, V, Fe, а также широкое распространение P-содержащего коффинита, позволяют охарактеризовать геохимическую обстановку минералообразования как восстановительную глеевую (без H_2S) среду, поскольку только здесь возможна совместная миграция каждого из этих элементов одновременно с ураном и кремнием. Этот набор парагенных элементов указывает на обстановку ряда восстановительных геохимических барьеров глеевого и сульфидного (сероводородного) типа [2].

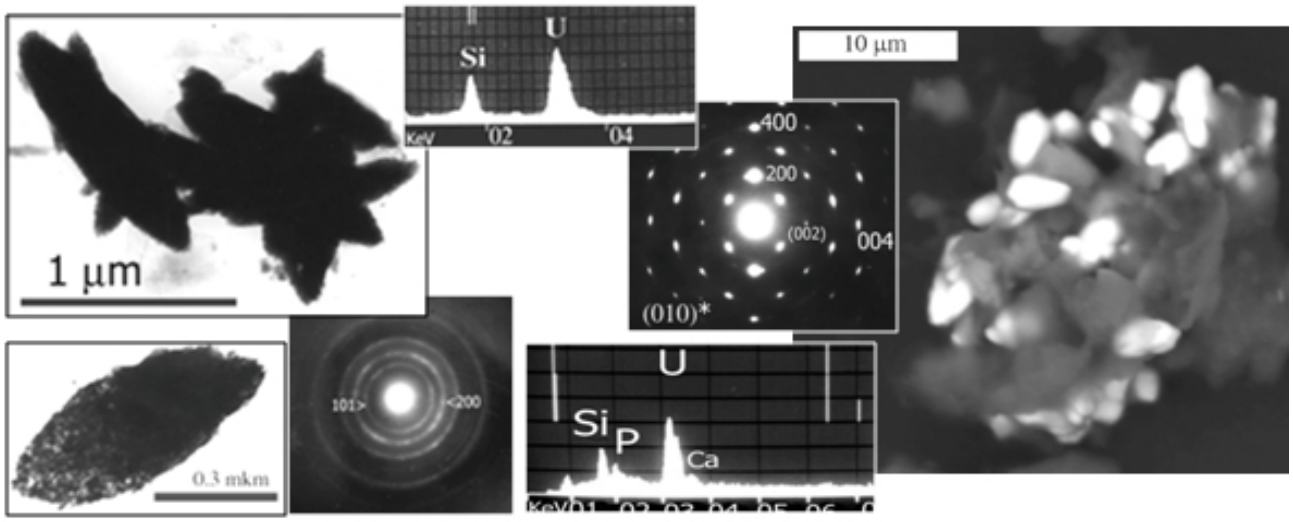


Рис. 2. Коффинит: микрокристаллы (на просвет), картины микродифракции электронов (соответственно) и ЭД - спектры состава; справа – агрегат микрокристаллов коффинита (белое) с алюмосиликатами (серое)

Методология получения указанных выше геохимических выводов такова. Элементный состав мономинеральных частиц рассматривался как набор парагенных элементов, которые сосуществовали в растворе при кристаллизации минерала. Отсутствие посторонних минеральных фаз при анализе состава контролировалось по картинам электронной дифракции (SAED), как и сохранность структуры минерала; по мор-

фологии микрочастиц проверялось отсутствие следов их преобразования (выщелачивания) на уровне АЭМ. Микронная размерность минералов рассматривалась как показатель недолгого (в геологическом смысле) времени кристаллизации. Сосуществующие в составе U^{4+}-минералов парагенные элементы (как основные, так и примесные) указывают на их одновременную водную подвижность и, таким образом, характеризуют рудоносные растворы и среду минералообразования. Пространство/объем, где формируется урановая чернь, представляет собой осадительный барьер для урана, а элементный состав микронного кристалла отражает условия среды осаждения. Установив геохимическую обстановку кристаллизации U^{+4}-минералов (в составе урановой черни), мы таким образом определяем тип осадительного барьера. То есть, пространственные объемы, где выделена урановая чернь, представляют собой геохимические барьеры, осаждающие уран и другие элементы.

Так, например, повышенное (до 5 кларков) содержание Be во вторичных (нингиоитовых) урановых рудах месторождения Косачиное, Северный Казахстан, было объяснено [2] установленными закономерностями миграции бериллия и его накоплением на щелочном фосфатном барьере [7]. На Косачином геохимическим барьером для Be является область выделения тонкодисперсной фосфатной минерализации. Слабокислые и нейтральные значения pH, характерные для образования нингиоита, соответствуют условиям, необходимым для осаждения Be.

Изложенный взгляд на условия гипергенного образования урановых U^{4+}-минералов служит убедительной иллюстрацией к следующему заключению А.И. Перельмана: «уменьшение пространства, занимаемого обстановкой, приводит к переходу количества в качество: обстановка превращается в барьер (и наоборот)» [7].

Литература

1. Белова Л. Н., Горшков А.И., Дойникова О.А., Сивцов А.В. Урановая чернь. В кн. «Развитие идей В.И. Вернадского в геологических науках». М.: Наука, 1991. С. 165–172.

2. Дойникова О.А. Минералогия урана восстановительной зоны гипергенеза. М.: Физматлит, 2012. 215 с.

3. Дойникова О.А., Белова Л.Н., Горшков А.И., Сивцов А.В. Урановая чернь: вопросы генезиса и минерального состава // Геология рудных месторождений. 2003. Т. 45. № 6. С. 514-530.

4. Перельман А.И. Геохимия эпигенетических процессов (зона гипергенеза). М.: Недра, 1968. 331с.

5. Перельман А.И. /Ред./ Гидрогенные месторождения урана. М.: Атомиздат,1980. 270 с.

6. Перельман А.И. Геохимия. М.: Высшая школа, 1989. 574 с.

7. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрея-2000, 1999. 768 с.

УДК 549+551.4(075.8)

ПОДВИЖНОСТЬ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ И СОВРЕМЕННОЕ МИНЕРАЛООБРАЗОВАНИЕ В ГЕОТЕХНОГЕННЫХ ОБСТАНОВКАХ СУЛЬФИДНО-ВОЛЬФРАМОВЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ЗАБАЙКАЛЬЯ

Смирнова О.К.

Геологический институт СО РАН, Улан-Удэ, e-mail: meta@gin.bscnet.ru

На территории разрабатываемых месторождений формируются массивы отходов горнорудного и обогатительного производства, в которых в поверхностных условиях интенсивно протекают процессы окисления сульфидов. Новообразованные минеральные фазы, в основном, сульфаты, содержащие кристаллизационную воду, легко растворимы. Благодаря эфемерности, способности кристаллизоваться на испарительных, гидродинамических и других барьерах и вновь растворяться при повышении влажности окружающей среды, эти минералы способствуют миграции опасных для биологических систем элементов из хвостохранилищ в окружающие ландшафты. Места концентрированного образования современных минералов являются визуальными показателями участков очищения дренажных и рудничных вод [1].

Изучены новообразованные минералы в хвостохранилищах двух сульфидно-вольфрамовых месторождений. Диагностика их проводилась с использованием рентгеноструктурного и термического анализов. Изучение морфологии минеральных индивидов и агрегатов и общих особенностей их состава выполнено на сканирующем электронном микроскопе LEO 1430VP (Carl Zeiss, Германия.) с энергодисперсионным спектрометром INCAEnergy 350 (Oxford Instruments Analytical Ltd.), как в полированных, так и в объемных препаратах в режиме VP (variable pressure – регулируемое давление). Формы нахождения ряда химических элементов, в частности, тяжелых металлов в лежалых отходах обогащения сульфидсодержащих руд определены методом селективной экстракции [2].

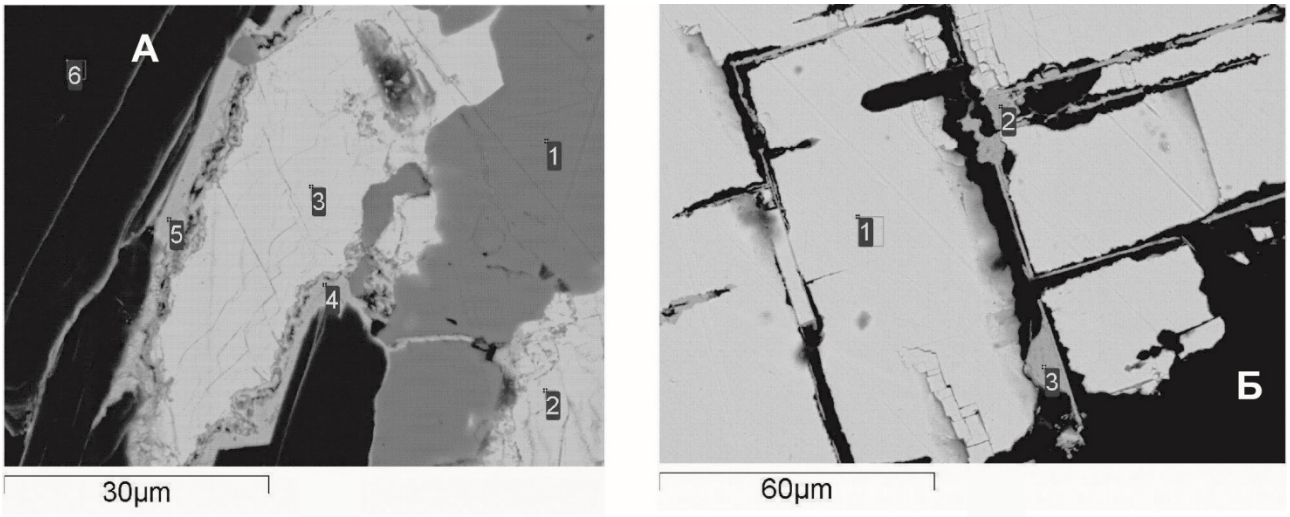


Рис. 1. Замещение галенита англезитом (А): 1 – сфалерит, 2, 3 – галенит, 4, 5 – англезит, 6 – биотит и церусситом (Б): 1 – галенит, 2, 3 – церуссит. Изображение в обратно рассеянных электронах, сканирующий электронный микроскоп (СЭМ). Хвостохранилище Джидинского месторождения

Джидинское месторождение молибденитовых и сульфидно-гюбнеритовых руд расположено на юге Западного Забайкалья. Оно отрабатывалось с 30-х годов прошлого

века и было законсервировано в 1997 г. Минералогия месторождения богата и детально изучена [3, 4, и др.]. Рудные минералы представлены разнообразными сульфидами, сульфосолями железа, свинца, цинка, меди, висмута, молибдена, вольфраматами кальция, железа и марганца, блеклыми рудами. За период эксплуатации месторождения создано два хвостохранилища – насыпное и намывное – в которых накоплено более 40 млн т отходов обогащения руд, представляющих собой, в основном, средне- и мелкозернистые пески.

Материал для исследования отбирался в поверхностном слое намывного хвостохранилища, в настоящее время осушенного. pH водных вытяжек проб техногенных песков варьирует от 5 до 8. В них определены формы нахождения свинца, цинка и меди. Установлена степень окисленности этих металлов, которая уменьшается в ряду Pb > Zn > Cu и хорошо согласуется с рядом устойчивости сульфидов в близких к нейтральным условиях, приведенном в работе Е.В. Белогуб с соавт. [5]. Выявлена тенденция увеличения со временем относительной доли подвижных ионообменных форм этих металлов на поверхности хвостохранилища на фоне снижения их валового содержания, что может свидетельствовать об усилении миграции их в прилегающие ландшафты.

Наиболее легко растворимый в окислительных условиях хвостохранилища галенит в той или иной степени замещен англезитом, образующим пленки на его зернах (рис. 1А), и церусситом, развивающимся по плоскостям спайности и формирующим скелетные кристаллы (рис. 1Б). Сфалерит разлагается с образованием промежуточных растворимых соединений, которые мигрируют в грунтовых и поверхностных водах и осаждаются на испарительных барьерах, образуя порошковатые рыхлые массы, в которых под электронным микроскопом и с помощью рентгеноструктурного анализа установлены госларит – $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$, цинкмелантерит – $ZnMgMnFe(SO_4)_2(OH) \cdot 7H_2O$. В этих же массах диагностирован мелантерит – $FeSO_4 \cdot 7H_2O$. Водный сульфат меди – халькантит – наблюдался нами только в пределах склада сульфидного промпродукта за пределами намывного хвостохранилища. Новообразования гипса отмечаются на поверхности почвы в районе впадения рудничных вод одной из штолен в р. Модонкуль. На участках под дамбой хвостохранилища, где разгружаются дренирующие толщу отходов обогащения сульфидно-гюбнеритовых руд воды ручья Барун-Нарын, также образуется гипс. В аллювии ручья, на участках изменения скорости потока воды, на гальках обнаружены корки минеральных новообразований, диагностированные как водный ортосиликат-фторид кальция и алюминия. Здесь же обнаружены минеральные новообразования в виде корочек желтоватового цвета, на которые нарастают белые игольчатые кристаллы. В этом материале обнаружены магнезиокопиапит – $(MgFe)_4SO_4(OH)_2 \cdot 20H_2O$, минералы группы роценита и гипс. При электронно-микроскопическом изучении этих образцов в них установлен содержащий до 5% цинка галотрихит. Химический состав дренирующих техногенные пески вод ниже участка образования этих минералов меняется, в них существенно уменьшается содержание сульфат-иона и фтора, трехвалентного железа, калия и кальция.

Месторождение Бом-Горхон находится в Петровско-Забайкальском районе Забайкальского края и отрабатывается старательской артелью с 1971 г. Месторождение по минеральному составу руд и структуре очень похоже на Джидинское, отличаясь меньшими размерами и более высоким содержанием в рудах минералов висмута. Месторождение локализовано на водоразделе ручьев Бом-Горхон и Зун-Тигня. В долине р. Зун-Тигня расположены лежалые отходы обогащения руд, которые отрабатывались карьером. Здесь же находился склад сульфидного промпродукта. На поверхности складированных сульфидных концентратов, состоящих в основном из пирита с небольшим количеством сульфидов цинка, висмута, меди, свинца, обнаружены рыхлые скопления пористых агрегатов белого, желтоватого и голубоватого цвета. Методами рентгенов-

ской дифрактометрии и ИК-спектрофотометрии в препаратах этого материала диагностированы водные сульфаты цинка с разным количеством кристаллогидратной воды: бойлеит (Zn,Mg) $SO_4 \cdot 4H_2O$, бианкит $ZnSO_4 \cdot 6H_2O$ и госларит $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ [6]. Кроме того, при исследовании рыхлых агрегатов на электронном микроскопе, в них с большой долей вероятности установлен купрогосларит – $(ZnCu)SO_4 \cdot 7H_2O$ и цинкмелантерит – $ZnMgMnFe[SO_4]_2(OH) \cdot 7H_2O$ (рис. 2Б). Сульфаты цинка, ассоциирующие с гипсом, часто образуются на поверхности неокисленного пирита. В составе корок и натеков белесо-коричневого материала между бревнами эстакады около разрушенной старой обогатительной фабрики диагностированы калиевые квасцы – $KAl[SO_4]_{12} \cdot 12H_2O$ – сростки мелких октаэдрических кристалликов; галотрихит – $FeAl_2[SO_4]_4 \cdot 22H_2O$ – спутанно-волокнистые тонкоигольчатые желтоватые кристаллы; уилкоксит– $MgAl[F(SO_4)_2] \cdot 18H_2O$ – таблитчатые бесцветные кристаллы [7]. Уилкоксит Бом-Горхона иногда содержит до 5% калия (рис. 2А). Все эти минералы обычно находятся в смеси и индивидуализировать их можно с помощью электронного микроскопа.

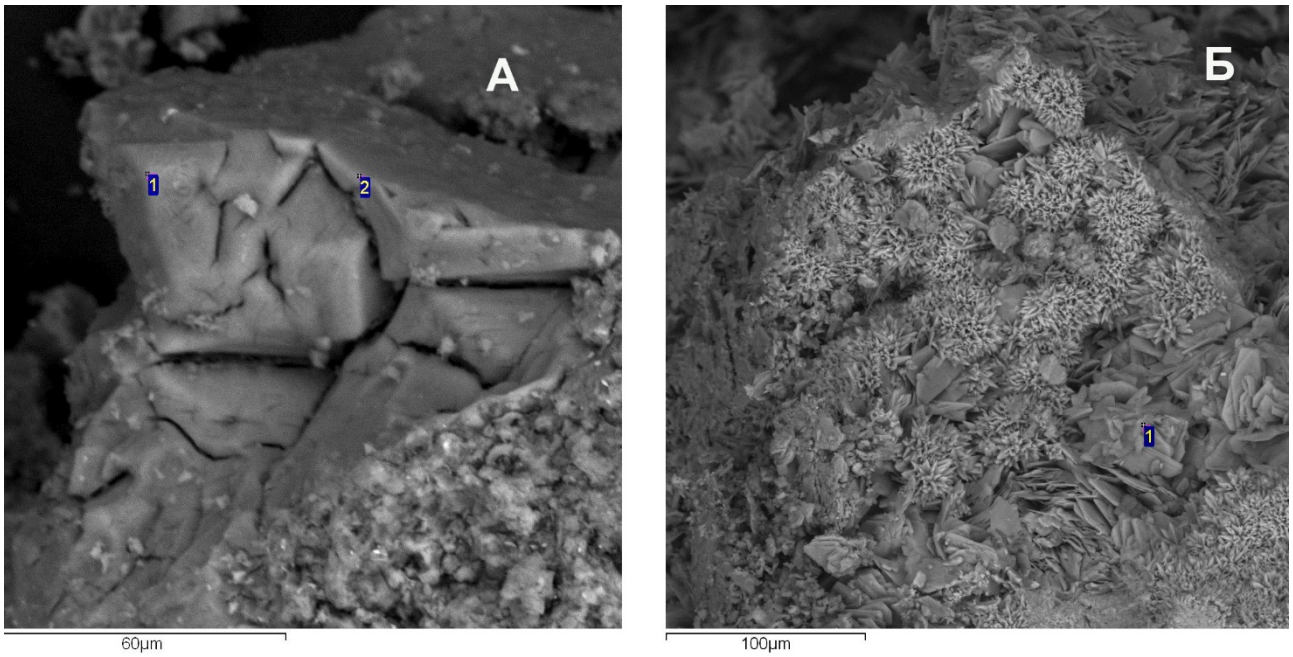


Рис. 2. Месторождение Бом-Горхон. Таблитчатые кристаллы уилкоксита, содержащего калий (А – 1, 2), и смесь пластинчатых кристаллов мелантерита (Б – 1) с розеткоподобными выделениями цинкмелантерита. Съемка на СЭМ в режиме VP

В чаше отстойника, куда стекает вода, промывающая сульфидный склад и лежалые пески старого хвостохранилища, pH воды составляет 2,6–2,7. В таких условиях пирит становится неустойчивым, железо мигрирует с водными потоками, но, как можно наблюдать визуально, на геохимических барьерах формируются не только сульфаты железа, но и окисные его формы.

Вследствие аварийных прорывов, отходы обогащения руд распространились вниз по течению ручья Зун-Тигня на 500 м. На этой территории долины лес погиб. На сухих пнях найдены минеральные образования – корочки, порошковатые массы белого цвета. При исследовании этих образований под электронным микроскопом установлено, что минеральные фазы – это, в основном, гипс. Мертвая древесина же окремнена,

В долине р. Бом-Горхон находится обогатительная фабрика и каскад отстойников со «свежими» обводненными отходами обогащения руд. На осушенных массивах техногенных песков формируются корки, выцветы, порошкообразные массы чаще всего белого, иногда коричневатого цвета, состоящие из мелантерита и различных водных сульфатов цинка с примесью магния, марганца, железа, иногда меди (рис. 2Б).

Достаточно широко развит на Бом-Горхоне ярозит. В коллекции, собранной в полевой сезон 2015 г. сотрудником Института природных ресурсов, экологии и криологии СО РАН Р.А. Филенко с помощью термического анализа установлена самородная сера (устное сообщение). Она ассоциирует с ярозитом и выполняет пустоты выщелачивания сульфидов.

Модельными расчетами с использованием данных экспериментов по кислотному выщелачиванию руд месторождения установлено, что в слабокислых серных растворах подвижные формы в первую очередь образуют такие элементы как цинк, медь, магний и кальций, что в природных условиях способствует их миграции из областей хранения продуктов горного производства в окружающие ландшафты.

Работа выполнена при поддержке РФФИ, грант № 16-05-01041.

Литература

1. Юргенсон Г.А., Смирнова О.К., Меркулов Е.Б. Современное минералообразование в природно-техногенной системе Барун-Нарынского хранилища отходов обогатительного производства Джидинского вольфрамо-молибденового комбината // Минералогия и геохимия ландшафта горнорудных территорий. Современное минералообразование / Тр. II Всеросс. симпозиума с междунар. уч. Чита, 2008. С. 138-143.

2. Tessier A., Campbell P.G., Bisson M. // Anal. Chem. 1979. Vol. 51. № 7.

3. Онтоев Д.О. Стадийность минерализации и зональность месторождений Забайкалья. М.: Наука, 1974.

4. Повилайтис М.М. Основные черты минералогии Джидинского молибденовольфрамового месторождения. М., 1960.

5. Белогуб Е.В., Щербакова Е.П., Никандрова Н.К. Сульфаты Урала: распространенность, кристаллохимия, генезис. М.: Наука, 2007.

6. Сергутская О.С., Юргенсон Г.А., Никитин Д.А., Смирнова О.К. Новообразованные сульфаты цинка как критерий состояния геологической среды // Проблемы геологической и минерагенической корреляции в сопредельных районах России, Китая и Монголии / Тр. IX междунар. симпозиума. Чита, 2011. С. 92-98.

7. Филенко Р.А., Смирнова О.К., Юргенсон Г.А. Новые данные об уилкоксите из Бом-Горхонского месторождения (Забайкальский край) // Минералогия техногенеза-2015. Миасс: Институт минералогии УрО РАН, 2015. С. 160-166.

УДК

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА БИОГЕННОЙ МИГРАЦИИ ЭЛЕМЕНТОВ В ЛАНДШАФТАХ БЕЛОРУССКОГО ПОЛЕСЬЯ

Смыкович Л.И.(1), Оношко М.П.(2)

(1) *БГУ, Минск, Беларусь, e-mail: geosmykovich@gmail.com*

(2) *НПЦ по геологии, Минск, Беларусь, e-mail: onoshko@geology.org.by*

Геохимические особенности элементов тесно связаны с пространственной структурой геосистем. В данном исследовании анализируется роль барьерной геосистемы как самостоятельного элемента ландшафтно-геохимической структуры в перераспределении химических элементов с учетом сезонной динамики ландшафтов.

Изучение пространственного распределения химических элементов выполнялось с использованием метода ландшафтно-геохимического профилирования, который позволяет наиболее полно использовать все преимущества системного анализа. Ландшафтно-геохимический профиль (катена) находится в бассейне р. Припять, в восточной части Мозырского Полесья, в пределах вторичных водно-ледниковых умеренно дренированных ландшафтов с сосновыми, широколиственно-сосновыми, дубовыми лесами на дерново-подзолистых, реже заболоченных почвах. Ландшафтная специфика бассейна Припяти выражается в широком распространении супераквальных комплексов, на долю которых приходится до 27% территории региона. В краевой зоне переходного болота, от местного водораздела – вершины песчаного холма – к днищу замкнутого заболоченного понижения с помощью точек комплексного описания выделены структурно-функциональные части сопряжения элементарных ландшафтов. Они представляют собой последовательную смену геосистем: H/Э/e – H/ТЭ/e – H/ТА/e – H–H-Fe/TC/fg – H-Fe/C/fg[1]. Геосистема краевой зоны болота H–H-Fe/TC/fg является барьерной геосистемой, где выделен компексный барьер, состоящий из сорбционного G2, кислого E2, глеевого C2 и биогеохимического в почве и фитоценотического барьера поглощения в наземном покрове. Детальная характеристика катены приведена в [1].

На 10 точках комплексного описания отбирались образцы почвы и наземного покрова (фитомассы, мха, опада), в которых с помощью рентгено-флуоресцентного спектрального анализа определялось валовое содержание 21 химического элемента: Si, Mg, K, Na, Ca, Al, Mn, Zn, Ni, Sr, Cu, V, Pb, Cr, Fe, Ti, P, S, Co, Zr, Mo. Для элементов рассчитаны коэффициенты биологического поглощения $A_x = C_1/C_2$, где C_1 – валовое содержание элемента в золе растительного объекта (фитомассы, мха, опада), %; C_2 – валовое содержание элемента в золе верхнего почвенного горизонта, %.

На основании увеличения в 2 и более раз A_x Si, Mg, K, Na, Ca, Al, Mg в наземном покрове барьерной геосистемы (H–H-Fe/TC/fg) выделен биогеохимический фитоценотический барьер поглощения [2]. В то же время ряд элементов (Ni, Sr, Cu, V, Pb, Cr, а также Fe) имеют здесь наименьшие по катене значения A_x. Для элементов-биофилов K, Ca, Mn, Zn проявляется сезонная реакция на фитоценотический барьер поглощения в барьерной геосистеме.

Ряды биологического поглощения элементов в наземном покрове катены представлены в табл. 1. В основу таблицы положена градация A_x, предложенная А.И. Перельманом [3], с некоторыми уточнениями: выделены элементы слабого биологического накопления, A_x которых изменяется от 1 до 9 (или n). Положение Ca, Mg, K, Si, Co, Cr, Zr, Al, Pb, Ti, а также P и S – летом, соответствует положению элементов в рядах биологического поглощения по Перельману (1975), A_x Mn, Zn, Ni, Cu, Fe, V в наземном покрове катены превышает средние коэффициенты биологического

[1] Индекс геосистемы включает, соответственно, класс, род, вид элементарного ландшафта

поглощения этих элементов, A_x Na – ниже. Отличия, вероятно, связаны с региональными особенностями биогенной миграции элементов.

Таблица 1

Ряды биологического поглощения элементов в наземном покрове катены

Элементы		лето	осень	по А.И. Перельману (1975)
биологическогон накопления	энергичного $A_x \approx 100n - 10n$	Mn, Zn, P, S	Mn, Zn	P, S
	сильного $A_x \approx 10n - n$	Ca, Mg, K, Fe, V, Ni, Cu, Sr	P, S, Ca, Mg, K, Fe, Ni, Cu	Ca, Na, K, Mg, Sr, Zn
	слабого $A_x \approx n$	Al, Ti, Na, Pb	Al, Na, V	Mn, Ni, Cu, Co, Pb Si, Al, Fe,
биологического захвата	среднего $A_x \approx n - 0.n$	Si, Co, Cr, Zr	Si, Ti, Co, Cr, Pb, Sr, Zr	Ti, Zr, V, Cr,

На рис. 1 показаны амплитуды A_x элементов летом и осенью. Для Si (элемент биологического захвата), Al, Na, K, Ni (элементы сильного и слабого биологического накопления) и Zn (элемент энергичного биологического накопления) амплитуды A_x мало изменялись. Высокая динамичность наблюдается для A_x элементов-биофилов P, S, Mn, Ca, а также для Ti – их амплитуды для разных сезонов почти не пересекаются. Также значительно изменяются амплитуды A_x Cu, Cr (за счет уменьшения минимального значения летом), V, Co, Zr.

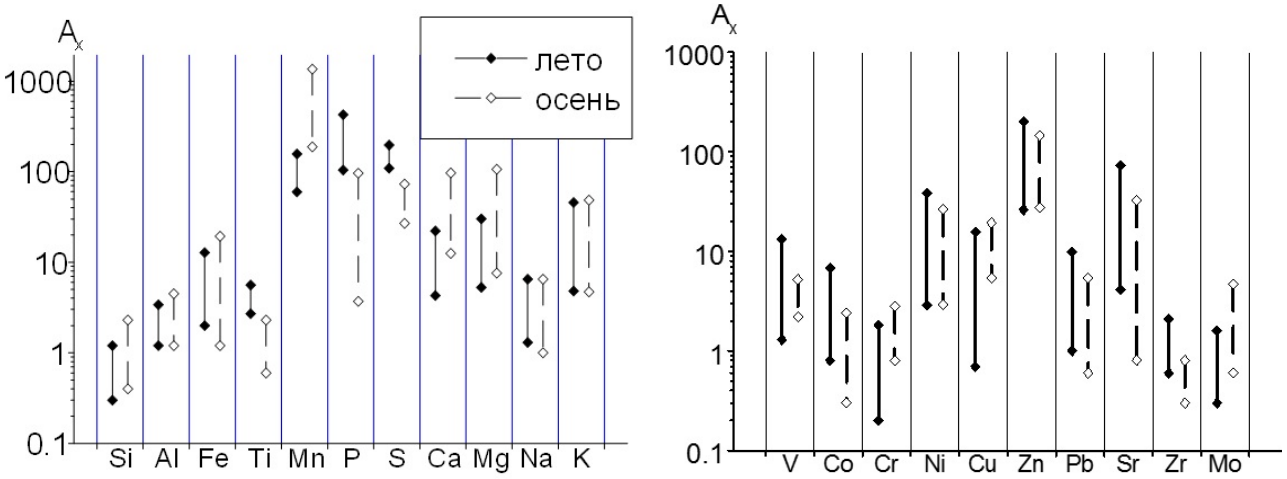


Рис. 1. Коэффициенты биологического поглощения химических элементов в наземном покрове катены

Рассчитана биогеохимическая активность (БХА) наземного покрова катены (табл. 2). Летом в пределах песчаного холма (H/Э/e – H/ТЭ/e – H/ТА/e) отмечаются высокие значения БХА, в барьерной геосистеме (H--H-Fe/ТС/fg) – низкие, в болоте (H-Fe/С/fg) активность начинает возрастать; таким образом, летом отчетливо прослеживается влияние ландшафтной структуры катены на пространственную дифференциацию БХА наземного покрова. Осенью, когда интенсивность БИКа уменьшается, снижается и БХА наземного покрова катены; при этом в пространственном распределении характеристики наблюдается чередование повышенных и пониженных значений, особенно, в болотном комплексе. Различия между структурными частями катены по БХА сглаживаются. Это свидетельствует о высокой чувствительности наземного покрова на структурно-функциональные изменения ландшафта.

Таблица 2

Биогеохимическая активность (БХА) наземного покрова катены

геосистема	Н/Э/е	Н/ТЭ/е	Н/ТА/е	Н--Н-Fe/ТС/		Н-Fe/С/fg				
лето	229,4	273,1	273,2	58,7	9,7	71,3	не определена			
осень	48,2	161,1	131,2	65,1	109,6	111,4	60,2	195,2	55,5	87,4

Наземный покров чувствителен к изменению эдафических условий и к структурно-функциональным особенностям ландшафта. Поэтому для него различия в интенсивности биологического поглощения элементов выражены сильнее, чем различия в химическом составе почвы для этой же геосистемы [4].

Литература

1. Смыкович Л.И. Концентрация циркония и кремния на геохимических барьерах // Вестн.БГУ. Сер.2. 2012. №2. С. 71-76.

2. Смыкович Л.И. Биогеохимические фитоценотичские барьеры поглощения Белорусского Полесья // Структура и морфогенез почвенного покрова в условиях антропогенного воздействия : материалы Междунар. науч.-практ. конф., 17-20 сентября 2013г. Минск: Изд. центр БГУ, 2013. С. 301-302.

3. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.:Высшая школа, 1975. 342 с.

4. Смыкович Л.И., Оношко М.П. Геохимия распространенности калия и натрия в барьерной геосистеме // Вестн.БГУ. Сер.2. 2015. № 3. С. 59-63.

УДК 550.4

ФОРМИРОВАНИЕ ГЕОХИМИЧЕСКОГО БАРЬЕРА В БЫТОВЫХ УСЛОВИЯХ: ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКИЕ СЛЕДСТВИЯ

Соктоев Б.Р., Рихванов Л.П.
Томский политехнический университет, Томск,
e-mail: bulatsoktoev@gmail.com, rikhvanov@tpu.ru

Постановка вопроса. Карбонатные образования природного (например, травертины) происхождения являются хорошими индикаторами, позволяющими использовать их при датировке различных геологических событий (тектонических, сейсмических, палеоклиматических) и выявлении специфики современных процессов рудообразования [1]. Подобного рода образования являются примером специфического геохимического сорбционного барьера [2], при котором происходит осаждение не только двухвалентных элементов, но и многих других вследствие малой величины показателя произведения растворимости. Формирование аналогичного геохимического барьера можно наблюдать и в бытовых условиях, при кипячении воды. Учитывая, что одной из основных форм нахождения многих химических элементов в низкоминерализованных водах, используемых для питьевого водоснабжения, являются карбонатные комплексы, образующиеся при кипячении солевые отложения (накипь) с большой долей вероятности наследуют гидрогеохимические особенности воды. Это обусловлено процессами изоморфного замещения (Mg, Fe, Zn, Sr и др.), сорбции на поверхности образующихся карбонатных минералов. Тем самым, эти процессы определяют геохимическую специфику формирующихся карбонатных образований [3]. Для гидротермального карбонатообразования это достаточно хорошо известно, что положено в основу различных вариантов методов поисков месторождений полезных ископаемых по гидротермальным карбонатным минералам. Поэтому, по нашему мнению, формирующиеся солевые отложения в бытовой теплообменной аппаратуре, вероятнее всего, обладают такой же информативностью.

Такого рода процессы, происходящие в бытовых условиях, по своей сути являются примером испарительного геохимического барьера, класса F3 (кислородный, нейтральный и слабощелочной, pH 6,5-8,5) по классификации А.И. Перельмана [4]. Элементами, концентрирующимися на такого рода барьерах, являются Li, Na, K, Rb, Tl, N, B, F, Cl, Br, I, Mg, Ca, Sr, S, Zn, Mo, U, V, Se.

Наши исследования показывают [5], что солевые отложения (накипь), формирующиеся в бытовых условиях при кипячении воды, характеризуют качество вод на протяжении длительного времени, поскольку имеют значительное время формирования (до нескольких месяцев и лет). Кроме этого, результаты изучения накипи в Горном Алтае [6] показывают, что ее элементный состав коррелирует с составом водовмещающих пород, что соответствует современной теории геологической эволюции системы «вода-порода» [7]. Данное обстоятельство, на наш взгляд, может быть использовано для выявления природных геохимических аномалий, обусловленных геохимически специализированными комплексами горных пород, рудопроявлениями и месторождениями.

Материалы и методы. Сотрудниками кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета (ТПУ) совместно с учеными Бурятского государственного университета (БГУ), Алтайского регионального института экологии (АРИ «Экология»), Павлодарского государственного педагогического института (ПГПИ) собрана представительная база данных по элементному составу накипи природных пресных вод (более 700 проб) на территории Южной Сибири (Томская, Иркутская области,

Республики Бурятия, Алтай), Урала (Челябинская область) и Северного Казахстана (Павлодарская область).

Использованные аналитические методы были направлены на выявление элементного и минерального состава данных образований. Методы, использованные для определения концентраций химических элементов, включали: 1) инструментальный нейтронно-активационный анализ (ИНАА) (ТПУ); 2) масс-спектрометрия с индуктивно связанной плазмой (ICP-MS) (ООО «ХАЦ «Плазма», Томск). Для установления форм нахождения химических элементов использовался широкий спектр аналитических методов: 1) рентгеновская дифрактометрия (Bruker AXS GmbH, Москва, ОАО «ТомскНИПИнефть», Томск); 2) сканирующая электронная микроскопия (ТПУ); 3) осколочная радиография (f-радиография) (ТПУ).

Результаты и их обсуждение. По результатам рентгеновской дифрактометрии накипь представляет собой преимущественно карбонатные образования, сложенные на 90-95% арагонитом или кальцитом – полиморфными модификациями карбоната кальция. В качестве примесей могут присутствовать карбонаты Mg, Fe, Mn, Sr, гидроксиды Fe, сульфаты (барит, гипс), хлориды (галит), фосфаты, силикаты (монтморрилонит, гемиморфит).

По данным ИНАА и ICP-MS, элементный состав накипи неоднороден и отражает, прежде всего, геохимические особенности воды, из которой они формируются. Главными химическими элементами в солевых отложениях являются Ca, Na, Fe: содержание этих элементов варьирует в широких пределах с минимальными концентрациями более n·10 мг/кг. Особенности распределения других химических элементов в накипи определяют ее региональную геохимическую специализацию. Чтобы выявить данный показатель, средние значения для каждого региона были пронормированы к элементному составу накипи воды оз. Байкал, как эталона чистой питьевой воды (табл. 1). Общими для всех изученных регионов химическими элементами являются Zn, Ag, Fe, Ta, Eu, Ca.

Таблица 1

Региональная специализация карбонатных отложений природных пресных вод на территории различных районов (относительно накипи из байкальской воды)

Территория	Геохимический ряд
Байкальский регион	$Zn_{179,8}$ $Ag_{11,1}$ $Fe_{6,3}$ $Ta_{5,0}$ $U_{4.7}$ $Co_{3.1}$ Cr=$Sr_{2.6}$ $Eu_{2.5}$ Ba=$Lu_{1.5}$ Ca=$Ce_{1.2}$ Sb=$Tb_{1.0}$
Горный Алтай	$Zn_{127.2}$ $Fe_{5.5}$ $Ag_{4.7}$ $Eu_{3.1}$ $Cr_{2.7}$ $U_{2.4}$ Lu=$Ta_{1.9}$ $Tb_{1.5}$ $As_{1.3}$ Ca=$Sb_{1.1}$
Томская область	$Zn_{85.7}$ $Ag_{12.7}$ $Fe_{8.4}$ $Eu_{3.8}$ $Ta_{2.1}$ $Ba_{1.8}$ $Co_{1.7}$ $Sm_{1.5}$ $Cr_{1.2}$ $Ca_{1.1}$ $Sb_{1.0}$
Павлодарская область	$Zn_{91.2}$ $U_{6.1}$ $Ag_{5.7}$ $Ta_{3.6}$ $Fe_{2.3}$ $Lu_{1.5}$ $Eu_{1.3}$ $Ba_{1.1}$ Ca=$Tb_{1.0}$

Геохимические особенности солевых отложений природных пресных вод обусловлены опосредованным влиянием факторов природно-техногенного характера через воду. В качестве природных факторов формирования элементного состава накипи могут выступать геохимические ореолы месторождений, рудопроявлений, геохимически специализированных комплексов горных пород. Это достаточно хорошо видно на примере горно-складчатых областей (Алтай и Саяно-Байкальская горная область), в пределах которых достаточно хорошо проявляют себя геохимически специализированные комплексы горных пород (базальты, карбонаты, глинистые породы), рифтогенные впадины (Тункинская, Усть-Баргузинская) [5, 6]. Влияние техногенной нагрузки в элементном составе солевых отложений наблюдается при наличии промышленных предприятий, урбанизированных территорий, разрабатываемых и отработанных месторождений, хвостохранилищ. Ярким примером является влияние предприятий ядерно-топливного цикла (Сибирский химический комбинат, НПО «Маяк») на гидросферу, проявляющееся в преимущественном накоплении в накипи Br, Cs, La, Ce, Sm, Eu,

Tb, Yb, Lu, Hf. Еще одним примером индикаторной роли элементного состава данных отложений являются районы влияния хвостохранилищ горнорудных предприятий, например, Джидинского, Комсомольского, Урского. В накипи из зон влияния этих объектов фиксируются повышенные концентрации попутных химических элементов, которые не представляли ценности, поэтому они удалялись в хвостохранилища, и впоследствии из-за ветровой и водной эрозии поступали в объекты питьевого водоснабжения.

Заключение. Формирующиеся в бытовых условиях солевые отложения природных пресных вод можно рассматривать как пример испарительного геохимического барьера. Его информативность хорошо видна при изучении территорий с различными особенностями геологии и металлогении, а также степени антропогенной нагрузки. Полученные данные могут быть использованы для оценки качества вод, металлогеническом прогнозировании, эколого-геохимической оценке территорий.

Работа выполнена при частичной финансовой поддержке гранта Российского научного фонда (проект № 15-17-10011).

Литература

1. Pentecost A. Travertine. Berlin-Heidelberg: Springer-Verlag. 2005. 445 p.

2. Крайнов С.Р., Швец В.М. Геохимия подземных вод хозяйственно-питьевого назначения. М.: Недра, 1987. 237 с.

3. Карбонаты: минералогия и химия: пер. с англ. / под ред. Р.Дж. Ридера. М.: Мир, 1987. 496 с.

4. Перельман А.И. Геохимия элементов в зоне гипергенеза. М.: Недра, 1972. 288 с.

5. Соктоев Б.Р., Рихванов Л.П., Усенова Ш.Ж. и др. Солевые образования питьевых вод как индикаторная среда в эколого-геохимических и металлогенических исследованиях // Вестник Иркутского государственного технического университета. 2014. № 1(84). С. 40-45.

6. Робертус Ю.В., Рихванов Л.П., Соктоев Б.Р. Особенности химического состава солевых отложений подземных питьевых вод Республики Алтай // Известия Томского политехнического университета. 2014. Т. 324. № 1. С. 190-195.

7. Шварцев С.Л. Фундаментальные механизмы взаимодействия в системе «вода-горная порода» и ее внутренняя геологическая эволюция // Литосфера. 2008. № 6. С. 3-24.

УДК 911.1:550.4

ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ СПЕЦИФИКА ОКРУЖЕНИЯ БАЙКАЛА

Снытко В.А.(1,2), Семенов Ю.М.(2), Семенова Л.Н.(2)

(1) *Институт истории естествознания и техники имени С.И. Вавилова РАН, Москва, e-mail: vsnytko@yandex.ru*

(2) *Институт географии имени В.Б. Сочавы СО РАН, Иркутск, e-mail: semenov@irigs.irk.ru*

Ландшафтная структура горных хребтов и котловин, окружающих озеро Байкал, отличается сложностью и контрастностью, обусловленной влиянием водной массы Байкала, которое накладывается на общие закономерности зонально-провинциальной и высотно-поясной дифференциации природных условий. Взаимопроникновение и взаимодействие геосистем различных типов природной среды определяет существенную черту региональной ландшафтной структуры, для которой характерны, например, сочетания подгольцовых геосистем с горно-таежными темнохвойными и светлохвойными, а горно-таежных пихтово-кедровых и лиственничных, подгорно-таежных светлохвойных (нередко с горно-таежными элементами) - со степными. Ландшафтную сложность и контрастность усиливают котловинные и подгорные климатические эффекты. К числу важных особенностей организации геосистем территории относится проявляющаяся как в региональном, так и в локальном, масштабах ландшафтная асимметрия склонов горного обрамления озера северо-западной и юго-восточной ориентации.

История развития геосистем и специфика современных физико-географических условий обусловили формирование своеобразных ландшафтно-геохимических систем (ЛГС) горного окружения Байкала. Наряду с общими чертами, характерными для сходных биоклиматических условий, их отличает ряд ландшафтно-геохимических особенностей, связанных, в первую очередь, с влиянием озера.

На региональном уровне влияние Байкала прослеживается в таких ландшафтно-геохимических признаках геосистем, как высокая пространственная неоднородность и контрастность лито- и педогеохимического фона, обусловливающие формирование преимущественно гетеролитных ЛГС; преобладание на западном побережье ЛГС кальциевого и кислого кальциевого классов (по кислотно-основным условиям миграции) с незначительным участием болотных и приозерных комбинаций ЛГС глеевого и кальциево-глеевого классов, на юго-восточном и восточном - кислого и, в меньшей степени, глеевого классов, повсеместное доминирование на безлесных территориях ЛГС открытого типа с водно-почвенно-эрозионной и гравитационно-осыпной миграцией в сочетании с водно-поверхностно-почвенной и водно-поверхностно-почвенно-грунтовой миграцией и, как следствие, превалирование в латеральной миграции вещества ее механической составляющей над водной и биогенной.

На составленной нами ландшафтно-геохимической карте бассейна оз. Байкал [1, 2], основой для которой явилась ландшафтная карта В.С. Михеева [3], с учетом пространственных закономерностей дифференциации вещества компонентов геосистем было выделено 23 типа ЛГС [2]. Непосредственно на побережье озера встречаются геосистемы, входящие в такие типы: низкогорный таежный темнохвойный (H^+); низкогорный таежный темнохвойный на карбонатных породах (H^+, Ca^{2+}); низкогорный таежный светлохвойный (H^+); низкогорный таежный светлохвойный на карбонатных породах (H^+, Ca^{2+}); горно-таежных плато светлохвойный (H^+); горно-таежных возвышенных плато светлохвойный с широким распространением вторичных березовых и осиновых травяных лесов (H^+); горно-таежных возвышенных плато светлохвойный на карбонатных породах (H^+, Ca^{2+}); горно-долинный (H^+, Fe^{2+}); низкогорный подтаежный

светлохвойный (H^+); низкогорный подтаежный светлохвойный с дерновыми лесными железистыми почвами (H^+, Fe^{3+}); низкогорный подтаежный светлохвойный на карбонатных породах (H^+, Ca^{2+}); низкогорный подтаежный остепненных лугов и участков горных степей (марян) (Ca^{2+}, H^+); горно-котловинный степной (Ca^{2+}); равнинный степной и лугово-степной с участками светлохвойных остепненных лесов (Ca^{2+}, H^+); аккумулятивных равнин лугово-степной с участками светлохвойных остепненных лесов (Ca^{2+}, H^+); аккумулятивных равнин лугово-степной солонцеватый и солончаковатый (Ca^{2+}, Na^+); подгорный равнинный таежно-лесной и лесо-луговой (H^+, Fe^{2+}); озерно-аллювиальных степных котловин (Ca^{2+}, Fe^{2+}) [2].

Особая природная и экологическая значимость ЛГС территории, непосредственно окружающей озеро, определило приоритетность их изучения. Наиболее детальные ландшафтно-геохимические исследования проводились в Приольхонье и на хр. Хамар-Дабан вблизи г. Байкальска [4-7].

Одной из основных ландшафтно-геохимических особенностей территории, является наличие на контакте таежных и сухостепных ЛГС хорошо выраженных экотонов, где наблюдается слабая латеральная дифференциация содержания ряда химических элементов в почвах. Это привело к необходимости показа на крупномасштабных ландшафтно-геохимических картах типов сопряжений для более корректного отражения характера дифференциации вещества [5, 6]. Для каждого типа сопряжений характерен определенный набор элементарных геосистем, отражающий характер латеральной и радиальной миграции вещества.

Наряду с монолитными сопряжениями в горных условиях часто формируются гетеролитные, наиболее характерные для Прибайкалья. В целях корректной оценки латеральной миграции химических элементов на таких профилях приходится выделять отдельные звенья сопряженных рядов фаций, сформированных на однородных коренных породах.

Так, например, ландшафтно-геохимический профиль на склоне северо-западной экспозиции в урочище Куркут (Приольхонье), где почвообразующими породами выступают продукты выветривания гангстингститовых амфиболитов, кальцитовых мраморов и гранат-биотитовых гнейсов, а также озерные отложения, по содержанию и характеру дифференциации элементов в почвах склона четко подразделяется на 2 звена. В дерновых степных и горно-степных каштановидных почвах звена на продуктах выветривания амфиболитов повышено содержание Mn, Cr, Ni, Co, а латеральное распределение их содержания в почвах имеет тенденцию к увеличению вниз по склону, как следствие механической миграции, и накоплению на механическом барьере в трансэлювиально-аккумулятивной фации вогнутого участка склона. Коэффициенты местной миграции остальных элементов близки к 1, что свидетельствует о механической миграции вещества, к тому же ландшафтно-геохимические условия (нейтральная реакция среды, низкое содержание органического вещества) неблагоприятны для процессов водной миграции. В звене на продуктах выветривания мраморов увеличение коэффициентов латеральной дифференциации наблюдается только у Ba и Sr в гидроаккумулятивной фации, что связано с испарительной концентрацией (эта почва сформирована на озерных отложениях, подстилаемых мраморами). На профиле же противоположного склона в том же урочище последовательно (вниз по склону) представлены выделы фаций на элювии гранат-биотитовых гнейсов, элюво-делювии полевошпатовых амфиболитов, делювии гранат-биотитовых гнейсов, делювии полевошпатовых амфиболитов, а также на озерных отложениях, подстилаемых делювием кальцитовых мраморов. Этот профиль является ярким примером гетеролитного ландшафта, где выявление латеральной миграции элементов через анализ коэффициентов местной миграции невозможно, поэтому их использование позволяет оценить только степень контрастности содержания изучаемых элементов [4]. Изучение радиальной миграции

вещества в геосистемах Приольхонья обнаружило ее невысокую интенсивность и обусловленность составом почв и почвообразующих пород.

Детальное изучение пространственной дифференциации вещества в геосистемах низкогорных таежного темнохвойного (H^+) и подтаежного светлохвойного (H^+) типов ЛГС, которое проводилось на 4 ключевых участках хр. Хамар-Дабан, обнаружило несколько его вариантов, обусловленных местоположением, различиями в составе коренных пород и процессами латеральной и радиальной миграции [6]. Коэффициенты латеральной дифференциации здесь также возрастают вниз по склонам только в пределах отдельных звеньев, радиальная же дифференциация вещества более разнообразна. В элювиальных и трансэлювиальных фациях на гнейсах, сильно измененных выветриванием, содержание Ca, Mg, Fe, Mn, Cr и V в почвообразующей и подстилающей породах примерно одинаково. В аналогичных местоположениях и на таких же, но менее выветрелых, породах содержание Ca, Mg, Fe, Mn, Cr, Ni и Co в почвообразующей породе ниже, чем в подстилающей. В элювиальных и трансэлювиальных фациях, сформировавшихся на амфиболитах, содержание Fe, Ti, Mn, Cr и V в почвообразующей породе выше, а Ca ниже, чем в подстилающей. При этом в первых концентрация Ni в почвообразующей породе выше, а Mg ниже, чем в подстилающей, в то время как во второй количество Ni и Co в почвообразующей и подстилающей породах примерно одинаково, а Mg в почвообразующей породе выше. В аккумулятивных фациях на гранитах содержание Ca, Mg, Fe, Cr, V, Ni и Co (иногда еще и Mn, Cu и Ti) в почвообразующей породе выше, чем в подстилающей. В трансэлювиальных условиях данные различия выражены менее резко. Накопление химических элементов здесь связано, по-видимому, с процессами механической и химической латеральной миграции. В аналогичных местоположениях на гнейсах содержание Fe, Cr и Ni в почвообразующей породе выше, чем в подстилающей, а остальные элементы в них содержатся в близких количествах. В большинстве фаций средневзвешенная концентрация Cu, Mg, Mn, Cr, Ni и Co в почве выше, чем в почвообразующей породе, из-за их аккумуляции на гумусово-адсорбционном барьере. В ряде фаций содержание изученных элементов в почве и почвообразующей породе примерно одинаково, что свидетельствует о слабой в целом выраженности изменения минеральной части почв процессами почвообразования [6].

В окрестностях п. Листвянка и п. Б. Голоустное изучены ЛГС низкогорного таежного светлохвойного типа кальциевого и кислого кальциевого классов с дерново-карбонатными и дерново-перегнойными остаточно-карбонатными почвами. Анализ радиальной дифференциации химических элементов в дерново-карбонатных почвах показал пониженное, по сравнению с подстилающими породами, содержание таких элементов, как Mn, Ba, Sr, Cu, Ni, Co, Cr, V и Pb, на фоне биогенного накопления Cu, Mn, Sr и Ba с максимальной концентрацией этих элементов в подстилке. В нижней части почвенного профиля наблюдается относительное повышение содержания Ca, Sr, Mn и Ti. Для дерново-перегнойных остаточно-карбонатных почв свойственна более выраженная радиальная дифференциация элементов, в первую очередь, Ni, Ba и, в меньшей степени, Cu и Cr, для которых характерна аккумуляция на карбонатном и щелочном барьерах. В органогенных горизонтах фиксируется повышенное содержание Ba, Cu, Ni, Pb, Cr, Co и V. Латеральная контрастность низкогорных таежных светлохвойных кальциевых и кисло-кальциевых ЛГС по содержанию химических элементов проявляется значительно слабее, отражаясь, главным образом, в дифференциации Co, V, Cr, Cu, Ni. Подтаежным светлохвойным геосистемам кислого класса присуща низкая напряженность ландшафтно-геохимических процессов, особенно процессов биогенной миграции вещества, средняя контрастность латеральной дифференциации содержания Sr, Mn, Co, Cr, Mg, Ba и невысокая контрастность радиальной дифференциации, которая проявляется в содержании Mn, Ni, Cr, V, Co [7].

В результате исследований, проведенных в основных типах ЛГС, доминирующих в

горном обрамлении озера Байкал, выявлены ландшафтно-геохимические особенности геосистем, проявляющиеся на разных уровнях их организации. Региональные и локальные особенности ландшафтно-геохимической дифференциации вещества отражает соотношение радиальной и латеральной неоднородности распределения химических элементов. Для степных кальциевых и таежных кисло-кальциевых геосистем характерна слабая радиальная контрастность содержания ряда химических элементов в почвах на фоне хорошо выраженной латеральной, вместе с тем на их контакте последняя практически не обнаруживается. В таежных кальциевых ЛГС радиальная неоднородность распределения элементов проявляется более отчетливо на фоне преимущественно слабой латеральной. Таежным ЛГС кислого класса свойственны различные сочетания радиальной и склоновой дифференциации элементов.

Детальное изучение пространственной дифференциации вещества на ключевых участках обнаружило ее значительные различия, обусловленные местоположением, различиями в составе коренных пород, процессами латеральной и радиальной миграции, причем различным типам геохимических сопряжений свойственны определенные наборы элементарных геосистем. В связи с преобладанием в горных условиях гетеролитных сопряжений для корректной оценки латеральной миграции вещества в них целесообразно выделять отдельные звенья сопряженных рядов фаций, сформированных на однородных коренных породах.

Литература

1. Снытко В.А., Семенов Ю.М. Ландшафтно-геохимическая дифференциация территории бассейна озера Байкал // Мат-лы XXI съезда РГО. СПб., 2000. Т. 5. С. 148-150.

2. Снытко В.А., Семенов Ю.М., Семенова Л.Н., Данько Л.В. Геохимия ландшафтов бассейна озера Байкал // География и природные ресурсы. 2007. № 3. С. 191-197.

3. Михеев В.С. Ландшафтная структура // Природопользование и охрана среды в бассейне Байкала. Новосибирск: Наука, 1990. С. 7-29.

4. Семенова Л.Н. Межфациальная ландшафтно-геохимическая неоднородность // Тренды ландшафтно-геохимических процессов в геосистемах юга Сибири. Новосибирск: Наука, 2004. С. 60-80.

5. Семенов Ю.М., Снытко В.А., Семенова Л.Н., Данько Л.В. Ландшафтно-геохимические особенности острова Ольхон на Байкале // География и природные ресурсы. 2000. № 1. С. 59-64.

6. Семенова Л.Н., Семенов Ю.М. Дифференциация вещества в геосистемах северного макросклона хребта Хамар-Дабан // География и природные ресурсы. 2006. № 3. С. 49-54.

7. Данько Л.В., Кузьмин С.Б., Снытко В.А. Байкальские прибрежные геосистемы и их ландшафтно-геохимическая структура // География и природные ресурсы. 2000. № 3. С. 45-51.

УДК 550.4:550.84

ХАРАКТЕРИСТИКА РЕГИОНАЛЬНОГО ГЕОХИМИЧЕСКОГО ФОНА КОМПОНЕНТОВ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ НА ТЕРРИТОРИИ НАДЫМ-ТАЗОВСКОГО МЕЖДУРЕЧЬЯ (ЯМАЛО-НЕНЕЦКИЙ АО)

Сорокина Е.П., Дмитриева Н.К., Левина Н.Б., Ткаченко В.А.

ФГУНПП «Аэрогеология», Москва, e-mail: el_sor@mail.ru; dnk@aerogeologia.ru

Один из главных аспектов экологических исследований природной среды (ПС) – определение ее геохимического фона как важного “реперного” показателя при количественной оценке техногенного загрязнения и природных аномалий. При проведении фонового мониторинга геохимического состояния ПС следует учитывать зонально-провинциальные ландшафтно-геохимические особенности территории, литогеохимическую дифференциацию ландшафтов и их фоновую структуру [1].

Задача настоящей работы – характеристика дифференциации показателей регионального геохимического фона на территории Надым-Тазовского междуречья – центральной части Ямало-Ненецкого автономного округа (ЯНАО), занимающей северную часть Западно-Сибирского региона. В последние 30 лет в пределах округа происходит интенсивное освоение природных ресурсов: добыча нефти и газа, строительство транспортной сети, городов и поселков, продуктопроводов. Результатом хозяйственной деятельности является формирование техногенных аномалий в природной среде. Для слежения за этим процессом требуется объективный анализ геохимического фона в компонентах ПС.

Изучение геохимического фона основано на сопряженном опробовании нескольких компонентов ПС по единой сети точек. Показатели фона (средние оценки содержания элемента или соединения-индикатора) рассчитываются по представительным выборкам для внутренне однородных природных объектов. В качестве базовых единиц определения геохимического фона предлагается использовать ландшафтно-геохимические таксоны разного уровня – в зависимости от цели исследований.

В работе использован обширный геохимический материал, полученный коллективом сотрудников ФГУНПП «Аэрогеология» при геоэкологических исследованиях территории Тюменской области в 1993–2007 гг. под руководством В.В. Масленникова, Н.К. Дмитриевой и Л.К. Карпова. Анализ проб проводился в лабораториях Бронницкой ГГЭ и Всероссийского Института минерального сырья. Материал обобщен в виде специальной базы данных, разработанной сотрудниками центра «Экозонт».

Характеристика регионального фона основана на ландшафтно-геохимическом районировании территории ЯНАО [2]. В пределах Надым-Тазовского междуречья распространены типы геохимических ландшафтов (ГХЛ) южной тундры, лесотундры, северной и средней тайги. Группы родов и видов ГХЛ, выделяемых по характеру рельефа и литогенной основы (ледниковые, водно-ледниковые, озерно-ледниковые, озерно-аллювиальные и аллювиальные), соответствуют морфогенетическим природным комплексам. По сочетанию зональных и азональных признаков территория подразделяется на ландшафтно-геохимические провинции.

На прилагаемой схеме (рис. 1) цифрами обозначены номера провинций южной тундры (№№ 4, 5), лесотундры (№№ 8-10), северной тайги (№№ 12-15), средней тайги (№ 16). Характеристика провинции дана в виде псевдодроби. В числителе показаны преобладающие по площади группы видов ГХЛ и средние морфометрические показатели, рассчитанные с применением цифровой модели рельефа [3]. В знаменателе приведены обобщенные оценки геохимического фона провинций.

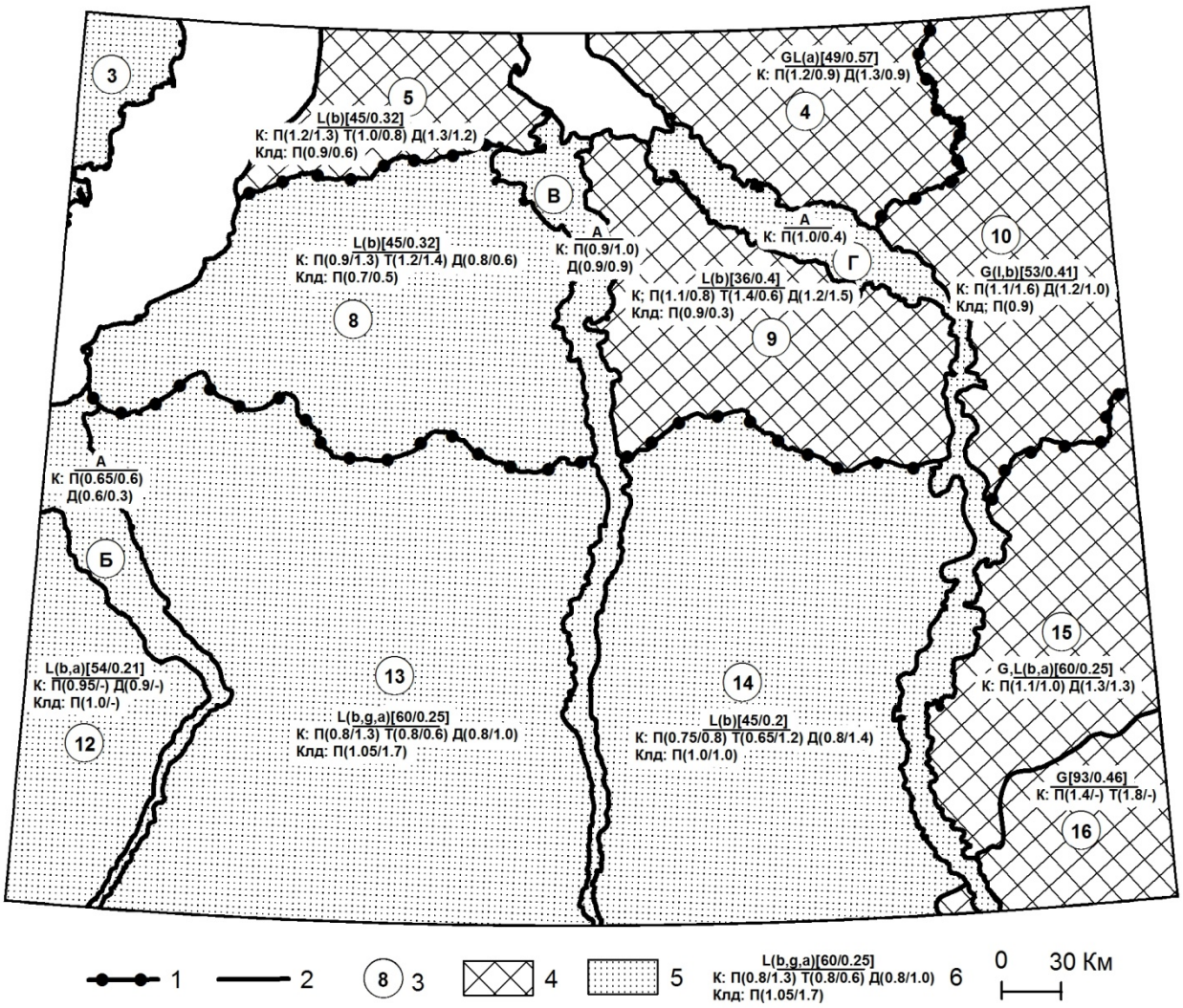


Рис. 1. Оценка показателей геохимического фона почв и донных отложений для ландшафтных провинций (ПРФ) по отношению к общему региональному фону Надым-Тазовского междуречья (ОРФ). *Условные обозначения*: 1 – границы ландшафтных зон и подзон; 2 – границы провинций; 3 – номер ландшафтной провинции: южная тундра – 3 – Южно-Ямальская, 4 – Мессояхинская, 5 – Тазовская; лесотундра – 8 – Северо-Надым-Пуровская, 9 – Северо-Пур-Тазовская, 10 – Восточно-Тазовская; северная тайга – 12 – Полуй-Надымская, 13 – Южно-Надым-Пуровская, 14 – Южно-Пур-Тазовская, 15 – Худосейская; средняя тайга – 16 – Верхне-Тазовская; интразональные ландшафты – Б – пойма р. Надым, В – пойма р. Пур; Г – пойма р. Таз; 4 – провинции с преобладанием повышенных значений ПРФ, 5 – провинции с преобладанием пониженных значений ПРФ; 6 – характеристика провинции: в числителе – преобладающие по площади группы видов ГХЛ (большие буквы – более 30%, малые в круглых скобках – 10-30% площади района) G, (g) – ледниковые, L,(l) – озерно-ледниковые и озерно-аллювиальные, B,(b) – переувлажненные озерно-ледниковые и озерно-аллювиальные, A, (a) – аллювиальные; в квадратных скобках: перед чертой – средняя абсолютная высота (м), за чертой – средняя расчлененность (км/км^2); в знаменателе – оценочные коэффициенты ПРФ для минеральных (П) и органогенных (Т) почв, донных отложений (Д): в круглых скобках К – коэффициенты локальной концентрации Klk; перед чертой – средняя величина для группы микроэлементов (Rlk), за чертой Klk нефтепродуктов; Клд – коэффициент латеральной дифференциации; перед чертой – средняя величина Клд для группы микроэлементов, за чертой – Клд нефтепродуктов

Региональный геохимический фон территории определялся по данным опробования верхнего минерального горизонта почвы (П), органогенного (торфяного) горизонта болотных почв (Т), донных отложений (Д) поверхностных водотоков и водоемов. В качестве элементов-индикаторов геохимического фона использовались микроэлементы литофильные – B, P, Sc, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Sn, Ba; халькофильные – Cu, Zn, Pb, Ga; сидерофильные – V, Cr, Co, Ni, Ti, Mn. Во всех названных компонентах ПС определялось также содержание нефтепродуктов (НП). Оценка геохимического фона проводилась на разных уровнях: а) общий региональный фон (ОРФ) – средние показатели для всей территории исследований; б) региональный фон для ландшафтно-геохимических провинций (ПРФ); в) региональный фон для видов геохимических ландшафтов внутри провинций (ЛРФ).

При сравнении показателей ОРФ для почв и донных отложений с мировыми кларками почв (табл. 1) выявлены общие закономерности геохимического фона компонентов природной среды (ПС). Почвы и донные осадки равнинной части ЯНАО обеднены многими жизненно важными элементами; однако в них не обнаружено и избыточного накопления токсичных веществ.

При определении дифференциации показателей фона на территории Надым-Тазовского междуречья для всех провинций рассчитаны значения кларков местной концентрации Klk (отношения ПРФ/ОРФ) в почвах и донных отложениях по определяемым элементам и соединениям. Вычислены также средние для всего ряда микроэлементов показатели Rlk, характеризующие ассоциацию в целом – по принципу «коэффициента накопления» Д. Шоу [4]. Провинциальные значения Rlk по микроэлементам и Klk по нефтепродуктам показаны на схеме (рис. 1) в верхней строке «знаменателя» псевдодроби.

Показатели ПРФ для минеральных почв и донных отложений проявляют общую тенденцию к изменению, что указывает на заметную связь между ними. Это позволило дать обобщенную оценку показателей ПРФ по отношению к ОРФ (соответствие, накопление или дефицит), представленную в правой части табл. 1.

Из показателей геохимической структуры ландшафтов для провинций исследуемой территории определялась одна из разновидностей Клд – коэффициента латеральной дифференциации [1]. Рассчитывалось отношение содержания элемента в почвах речных пойм к содержанию в почвах водораздельных ландшафтов. Средние значения Клд для группы микроэлементов и для НП приводятся в нижней строке «знаменателя» псевдодроби.

Анализ рассматриваемых материалов позволил сделать следующие выводы.

1. По составу геохимических ассоциаций в минеральных почвах и донных отложениях провинции можно условно подразделить на группы с повышенным и пониженным уровнем провинциального фона по отношению к ОРФ (рис. 1). К группе с повышенными оценками фона относится все окраинные провинции, расположенные на севере и востоке территории – №№ 4, 5, 9, 10, 15, 16. Устойчивая ассоциация согласованно накапливающихся микроэлементов включает V, Cr, Co, Ga, Pb, Zn, Mn, Ni. В большинстве случаев относительно повышены также оценки содержания нефтепродуктов. Пониженные значения провинциального фона перечисленных элементов характерны для провинций №№ 8, 12, 13, 14 и для разделяющих их долин Надыма (Б) Пура (В), Таза (Г).

2. Генетические различия в ландшафтной структуре провинций оказывают существенное влияние на особенности геохимического фона. В пределах провинций первой группы с относительно повышенным коэффициентом расчлененности (до 0,57 км/км^2) преобладают ландшафты холмистых, полого-холмистых ледниковых и озерно-ледниковых равнин обычно с супесчано-суглинистым составом субстрата. Во второй группе коэффициент расчлененности составляет 0,20–0,32 км/км^2; доминируют ландшафты озерно-ледниковых, озерно-аллювиальных и аллювиальных, часто заболочен-

ных равнин с преобладанием песчаных отложений. Изменчивость фоновых оценок характерна для микроэлементов, накапливающихся в глинистой фракции мелкозема. Таким образом, проведенная группировка провинций выявила ведущую роль азональных природных факторов (особенности рельефа и рыхлых отложений) в распределении фоновых показателей.

Таблица 1

Характеристика общего регионального фона (ОРФ) в почве (П - минеральный, Т - торфяный горизонты) и донных отложениях (Д) Надым-Тазовского междуречья и оценка показателей фона провинций по отношению к ОРФ

Химические элементы и соединения	Почва (верхний горизонт)		Донные отложения	Кларк почв	Номера провинций											
	Разновидность горизонта почвы				5	8	9	10	12	13	14	15	16	Б	В	Г
	Минеральный	пересчете на сухое вещество			Опробованные компоненты ПС											
					ПТД			ПД		ПТД			ПТ	ПД		
	Кол-во проб				Оценка ПРФ по отношению к ОРФ**											
	3541	490	1302													
	Содержание в мг/кг															
B	22	2,49	18,6	20	+	=	=	=	=	=	=	=	=	–	=	=
P	1063,7	1100	1062	800	=	=	=	=	=	=	=	=	=	–	=	=
Sc	2,8	0,64	2,44	7	+	=	+	=	=	=	–	+	+	–	–	=
Ti	4060	248	3371	5000	=	=	+	=	=	=	–	=	=	–	=	=
V	87,1	6,68	52,72	90	=	=	+	+	–	–	–	+	+	–	–	+
Cr	51,6	3,68	43,48	70	+	–	+	+	=	–	–	=	=	–	=	=
Mn	459,9	97,51	392,5	1000	–	–	+	+	–	–	–	=	=	–	=	+
Co	6,9	1,34	5,67	8	+	–	+	+	–	–	–	+	=	–	–	=
Ni	13,1	3,87	14,45	50	+	=	=	=	=	=	–	=	+	–	–	=
Cu	26,6	7,06	23,6	30	=	=	+	=	=	=	=	–	+	=	=	=
Zn	65,1	24,25	37,05	90	=	–	=	+	–	–	–	=	+	–	–	=
Ga	11,1	0,53	6,93	20	=	–	+	+	–	–	–	+	+	–	–	+
Sr	46,4	14,11	47,53	250	+	=	=	=	=	=	–	=	+	–	=	=
Y	8,2	2,02	6,8	30	+	=	+	+	=	=	–	=	=	–	=	=
Zr	174,3	9,73	213,6	400	+	=	=	=	+	=	+	=	=	=	=	=
Nb	6,6	0,78	6,85	10	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
Mo	0,9	0,22	0,83	1,2	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
Ag	0,06	0,04	0,05	0,05	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
Sn	2,1	0,3	1,74	4	+	=	=	=	=	=	=	=	=	–	=	=
Ba	173,2	23,6	199,71	500	+	=	=	=	=	=	=	=	+	–	=	=
Pb	15,6	4,41	11,33	12	+	–	=	=	=	–	=	+	+	=	=	=
НП*	53,8	3034	55,25		+	+	=	+	=	=	=	+	=	–	=	=

* нефтепродукты

** «=» – соответствие, «+» – накопление, «–» – дефицит

3. Распределение коэффициентов латеральной дифференциации провинций связано с ландшафтной зональностью исследуемой территории (рис. 1). В провинциях южной тундры и лесотундры (№№ 5, 8, 9, 10) средние оценки пойменных почв понижены по сравнению с водораздельными почвами: для группы микроэлементов Клд = 0,7–0,9, для нефтепродуктов Клд = 0,3–0,9. Провинции северной и тайги (№№ 12-15) характеризуются относительным накоплением химических элементов и соединений в пойменных почвах: для группы микроэлементов среднее значение Клд составляет 1,0–1,1, для нефтепродуктов 1,0–1,7.

Полученные выводы подтверждают объективность дифференцированной оценки регионального геохимического фона с использованием ландшафтно-геохимических провинций в качестве базовых единиц. Фоновые характеристики провинций положены в основу оценки интенсивности техногенного загрязнения природной среды и успешно применяются при проведении экологического мониторинга на территории ЯНАО.

Литература

1. Глазовская М.А., Касимов Н.С. и др. Ландшафтно-геохимические основы фонового мониторинга природной среды // М.: Наука, 1989. 264 с.

2. Сорокина Е.П., Дмитриева Н.К., Карпов Л.К., Масленников В.В. Анализ регионального геохимического фона как основа эколого-геохимического картирования равнинных территорий (на примере северной части Западно-Сибирского региона) // Прикладная геохимия. Вып.2. М.: Изд-во ИМГРЭ, 2001. С. 316-338.

3. Сорокина Е.П., Ткаченко В.А., Левина Н.Б. Анализ структуры рельефа при ландшафтно-геохимическом районировании равнинной территории (север Западной Сибири) // Экзогенные рельефообразующие процессы: результаты исследований в России и странах СНГ. XXXIV Пленум Геоморфологической Комиссии РАН. Волгоград, 2014.

4. Шоу Д.М. Геохимия микроэлементов кристаллических пород. Л.: Недра, 1969. 208 с.

УДК 631.47

СОРБЦИЯ НИКЕЛЯ ПОЧВАМИ ЮГО-ЗАПАДНОГО ЗАБАЙКАЛЬЯ

Сосорова С.Б., Меркушева М.Г.
Институт общей и экспериментальной биологии СО РАН, Улан-Удэ,
e-mail: soelma_sosorova@mail.ru, merkusheva48@mail.ru

Никель-широко распространенный в природе элемент, необходимый для всех организмов. Он участвует в структурной организации ДНК, РНК и белков, при его избытке подавляются процессы фотосинтеза и транспирации, проявляются признаки хлороза [1].

В настоящее время никель считается серьезным загрязнителем. Антропогенные источники никеля приводят к его существенному увеличению в почвах.

В почвах никель тесно связан с оксидами марганца и железа, и в этой форме наиболее доступен для растений. В верхних горизонтах почв никель присутствует в органически связанных формах, часть из которых представлена легко растворимыми хелатами. Самые высокие содержания Ni наблюдаются в глинистых и суглинистых почвах, в почвах на основных и вулканических породах и в почвах, богатых органикой [2].

Объектами исследования являлись верхние слои почв юго-западного Забайкалья: торфяная низинная, дерновая лесная, серая дерновая, серая лесная, солончаки типичный, луговой.

Химические характеристики исследуемых почвенных образцов представлены в табл. 1.

Таблица 1

Свойства почв юго-западного Забайкалья

Образец	$pH_{вод}$	Гумус, %	P_2O_5	K_2O	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Физическая глина, %
			мг/100 г, по методу Мачигина		мг·экв./100 г		
р.1, оз. Котокельское, 0-20 см, дерново-таежная	5,7	1,0	122,0	61,0	2,5	1,9	16,0
р.2, оз. Котокельское, 0-20 см, серая лесная	5,3	2,6	103,0	165,0	3,0	1,7	19,0
р.3, оз.Котокельское, 0-15 см, торфяно-низинная	5,4	–	12,0	280,0	15,4	7,7	–
р.2-08 повтор, Тарбагатайский р-н, 0-20см, дерновая лесная	6,6	1,9	0,3	6,0	14,04	3,5	12,9
р.1-08 повтор, Тарбагатайский р-н, 0-20 см, дерновая лесная	6,6	2,3	1,9	6,0	9,0	2,0	13,4
р.1В-07, оз. Котокельское, 0-15 см, луговая глеевая	5,6	5,7	13,3	6,0	–	–	6,9
р.3-08 повтор, Тарбагатайский р-н, 0-20 см, дерновая лесная	6,9	1,95	2,2	12,0	27,3	1,3	–
р.2, Селенгинский р-н, 0-6 см, солончак луговой	8,0	5,4	3,5	51,3	20,0*	–	27,1
р.2, Селенгинский р-н, 6-20 см, солончак луговой	8,2	3,9	2,4	30,7	19,0*	–	18,2
р.3, Заиграевский р-н, 0-30 см, солончак типичный	9,2	3,1	3,5	41,5	23,0*		46,7
р.4, Заиграевский р-н, 0-22 см, солончак соровый	9,0	0,3	3,7	31,1	10,0*	–	15,5

*емкость катионового обмена, – нет данных

Адсорбцию почвами ионов никеля проводили в статистических условиях водным раствором уксуснокислого никеля в концентрации от 0,1 до 10 мМ/л. К воздушно-сухим почвенным образцам приливали раствор никеля в соотношении 1:10, перемешивали и при 20ºС выдерживали 24 ч. В фильтрате определяли остаточное содержание никеля на атомно-адсорбционным спектрометре AAnalyst 400 производства Perkin Elmer.

Содержание ионов Ni^{2+}, сорбированного почвой, определяли по формуле:

$Ссорб = \frac{(Сисх - Сравн)V}{m}$, где $С_{сорб}$ – количество поглощенного никеля, мМ/кг; $С_{исх}$ и $С_{равн}$ – начальная и равновесная концентрации ионов никеля в растворе соответственно, мМ/л; V – объем раствора, л; m – масса почвы, кг.

По полученным данным построена изотерма сорбции никеля почвами (рис.). Из рисунка видно, что изотермы сорбции никеля исследуемыми почвами являются изотермами ленгмюровского типа. Они имеют участок, близкий к линейному, при равновесных концентрациях металлов в растворе меньше 1,0 мМ/л. Несоответствие формы экспериментальных кривых сорбции теоретическим кривым процесса заключается в сложности изучаемых процессов, а именно: форма изотерм и ее константы связаны с показателями состава и свойств твердой и жидкой фаз ионообменной системы; неустойчивостью базовых характеристик обмена и др. [3].

При описании изотерм сорбции ионов металлов на сорбентах используют различные модельные представления: Ленгрюма, Фрейндлиха, Дубинина-Радушкевич и БЭТ.

Несмотря на то, что реальная поверхность почв не характеризуется наличием энергетически эквивалентных адсорбционных центров по причине его многокомпонентного состава, экспериментальные данные удовлетворительно аппроксимируются в рамках модели Ленгмюра, что позволяет приближенно оценить величину предельной сорбции:

$A = \frac{К_L С\ равн}{1 + К_L Сравн} Q_{max}$, где А – количество поглощенного иона, мМ/кг; $К_L$ – констатнта адсорбционного равновесия, Q_{max} – предельная сорбция или сорбционная емкость сорбента, мМ/кг.

Для аналитического выражения адсорбционной изотермы можно применить также эмпирическое уравнение Фрейндлиха: $A=K_F C^{1/n}$, где А - количество адсорбированного иона металла; С - равновесная концентрация; $К_F$ и 1/n - эмпирические параметры, постоянные для данного адсорбента и раствора при данной температуре- константа сорбции (К) и показатель неоднородности (n) для данных систем.

Данные табл. 2 показывают, что уравнения Фрейндлиха и Ленгрюма удовлетворительно описывает адсорбцию ионов никеля почвами. Как следует из табл. 2, количество вносимого никеля в диапазоне концентраций от 0,1 до 10 мМ/л не влияет на степень его поглощения разными типами почв и практически полностью поглощается ими. В областях низких концентраций поглотительная способность почв по отношению к никелю растет прямо пропорционально концентрации никеля в растворе. При дальнейшем повышении концентрации адсорбируемое количество ионов никеля несколько уменьшается.

В качестве количественной характеристики взаимодействия почвы с никелем использовали коэффициент распределения ($К_d$, л/кг) который рассчитывали по формуле: $Kd=С_{тв}/С_{в.}$, где $С_{тв}$ – концентрация металла в сорбенте, мМ/кг; $С_в$ – концентрация этого металла в водной фазе, мМ/л. С увеличением концентрации ионов в водной фазе уменьшается его соотношение с содержанием твердой фазе (табл. 2).

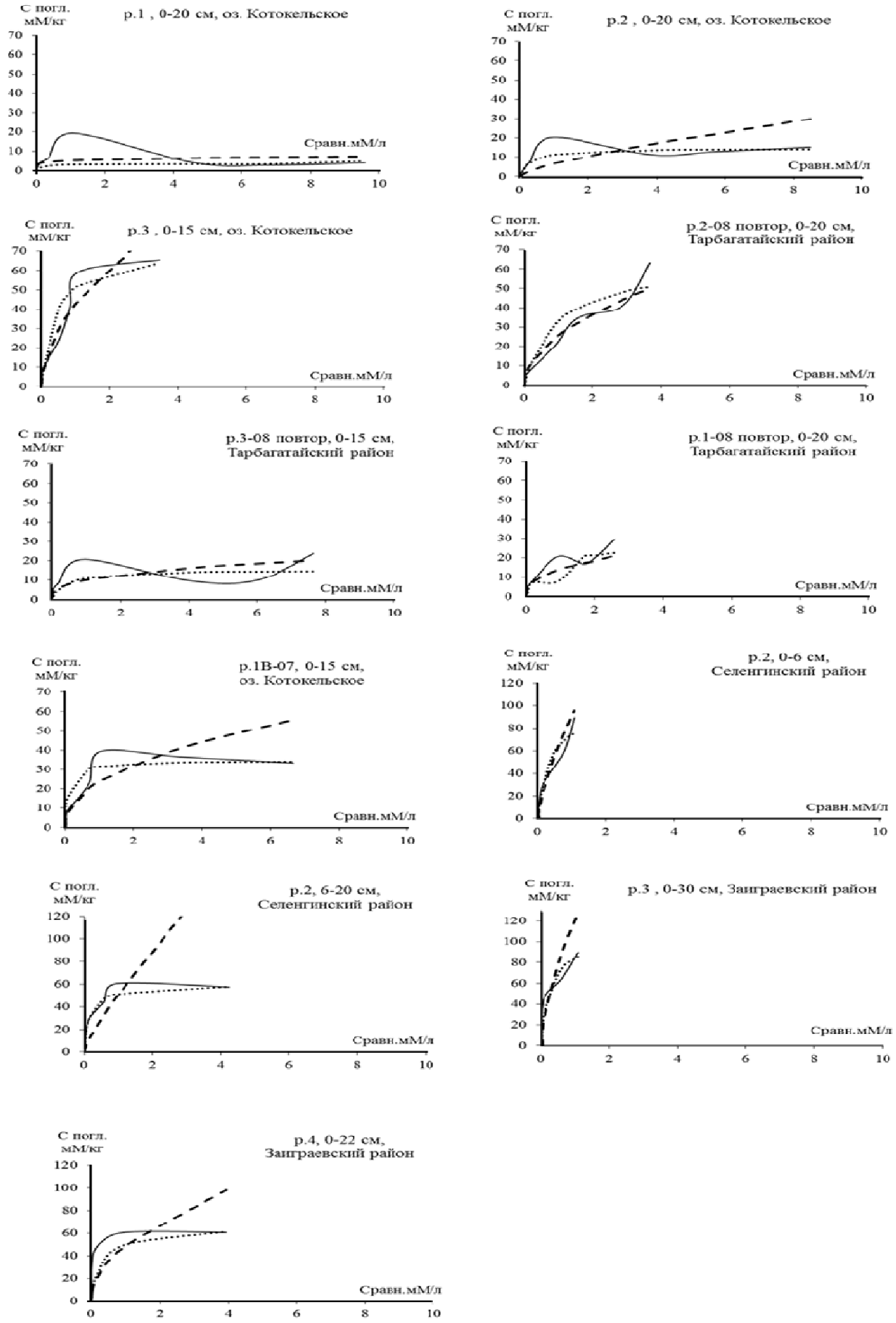


Рис. Изотерма сорбции никеля почвами юго-западного Забайкалья:
——— - по эксперментальным данным, ····· расчетная по уравнению Ленгрюма,
- - - - расчетная по уравнению Фрейндлиха

Установлено, что в слабощелочных почвах сорбция ионов никеля происходит лучше, чем в нейтральных и кислых. Это связано с тем, что в щелочной среде образуются комплексы ионов никеля с веществами, находящимися в почве, которые способствуют его связанности и меньшей доступности для аккумуляции растениями. Почвы с высоким содержанием органического вещества и физической глины поглощают никеля больше, чем почвы легкого гранулометрического состава и низким содержанием гумуса. Это связано с тем, что введение органического вещества способствует большему поглощению металла, но при этом происходит связывание его в более прочные комплексы.

Таблица 2

Параметры сорбции никеля почвами юго-западного Забайкалья

Образец, см, почва	Kd, л/г		Уравнение Фрейндлиха			Уравнение Ленгрюма		
	$C_{исх}$=1мМ/л	$C_{исх}$=10 мМ/л	1/n	K_F, мМ/кг	R^2	Q_{max}, мМ/кг	K_L, л/мМ	R^2
р.1, оз. Котокельское, 0-20 см, дерново-таежная	19,5246	0,4178	0,1449	5,011	0,197	–	–	–
р.2, оз. Котокельское, 0-20 см, серая лесная	27,0507	1,7954	0,668	6,885	0,740	14,59	3,38	0,974
р.3, оз.Котокельское, 0-15 см, торфяно-низинная	200,9704	18,9989	0,5533	42,374	0,977	71,42	2,50	0,937
р.2-08 повтор, Тарбагатайский р-н, 0-20см, дерновая лесная	42,356	17,2866	0,5189	25,427	0,984	64,01	1,05	0,785
р.1-08 повтор, Тарбагатайский р-н, 0-20 см, дерновая лесная	45,8036	10,0	0,3656	14,550	0,953	26,13	2,17	0,906
р.1В-07, оз. Котокельское, 0-15 см, луговая глеевая	113,0012	4,997	0,4509	23,686	0,931	34,59	10,09	0,994
р.3-08 повтор, Тарбагатайский р-н, 0-20 см, дерновая лесная	46,1707	3,1157	0,3381	10,134	0,768	15,24	2,55	0,735
р.2, Селенгинский р-н, 0-6 см, солончак луговой	399,836	83,2447	0,7306	90,908	0,940	100,3	2,82	0,862
р.2, Селенгинский р-н, 6-20 см, солончак луговой	426,6375	13,591	0,5817	50,315	0,854	60,40	5,80	0,995
р.3, Заиграевский р-н, 0-30 см, солончак типичный	374,6154	15,4316	0,7195	126,299	0,761	111,86	3,21	0,761
р.4, Заиграевский р-н, 0-22 см, солончак соровый	581,7159	87,9816	0,5082	48,921	0,486	66,81	3,01	0,937

«–» – расчет не производился ввиду отрицательного значения свободного члена в уравнении прямой

Таким образом, на основе экспериментальных данных по своей способности поглощать катионы никеля исследуемые почвы можно расположить в следующей после-

довательности (в порядке уменьшения): солончак типичный > солончак луговой > солончак соровый > торфяная низинная > серая лесная > серая дерновая.

Литература

1. Почвы Горно-Алтайской автомной области / под. ред. Р.В. Ковалева. Новосибирск: Наука, 1973. 352 с.

2. http://www.bygeo.ru/materialy/pervyi_kurs/pochvovedi-zem-res-u-chtenie/1769-tyazhelye-metally-v-pochvah.html

3. Жовинский Э.Я., Кураева И.В., Шурпач Н.А. Сорбция тяжелых металлов различными типами почв Украины // Минерал. журн. 1999. Т. 21. № 5/6. С. 62-67.

УДК 502.051

СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В НАЗЕМНОЙ БИОМАССЕ ТРАВЯНИСТЫХ РАСТЕНИЙ ЛЕСОСТЕПНЫХ СООБЩЕСТВ УНИКАЛЬНЫХ ПРИРОДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ КУРСКОЙ ОБЛАСТИ

Сошникова И.Ю.

Курский государственный университет, Курск, e-mail: irina-ozerova@yandex.ru

Тяжелые металлы (марганец, кадмий, медь, цинк, свинец, никель и др.) в малых количествах являются постоянной и необходимой составной частью растительных организмов. Накопление их в больших количествах приводит к неблагоприятным последствиям: снижению биопродуктивности, увяданию надземной части и повреждению корневой системы растений, возникновению некрозов и хлорозов, хрупкости черешков листьев, появлению отрицательного геотропизма листьев, изменению водного баланса растений, функциональному нарушению в пигментных комплексах и уменьшению хлорофилла в тканях, морфологическому уродству и т.д. [4].

Проблема загрязнения растений вследствие интенсивного развития промышленности и автотранспорта обостряется еще и в связи с тем, что почва является не единственным источником поступления их в растения. Тяжелые металлы могут поступать в растения непосредственно из атмосферы [8]. Среди живых организмов главными аккумуляторами тяжелых металлов являются растения, поэтому необходимо иметь объективное представление о нормальных (фоновых) концентрациях данных элементов в компонентах растительного мира [7]. Данная проблема, безусловно, акутальна и для территории Курской области, где антропогенное воздействие на окружающую природную среду достаточно велико.

Для определения содеражания тяжелых металлов в биомассе травянистых растений лесостепных сообществ были отобраны образцы растений, произрастающих в пределах уникальных природных территорий Курской области: урочище Крутой лог, урочище Знаменская роща, парк Моква, парк Березовского, парк Лебяжье, парк Щетинка. Все они расположены в пригороде г. Курска.

Анализу подвергались наземные части травянистых растений, преимущественно семейства бобовые *(Fabaceae)*, вьюнковые *(Convolvulaceae),* губоцветные *(Labiatae),* зонтичные *(Apiaceae),* мятликовые (Poaceae), розоцветные *(Rosaceae)* и сложноцветные *(Asteraceae),* в биомассе которых определялось содержание меди (Cu), свинца (Pb), никеля (Ni), цинка (Zn), хрома (Cr), кадмия (Cd), марганца (Mn).

Пределы нормальных концентраций элементов, указанные разными авторами, не совпадают. Установлено, что фоновое (нормальное) содержание тяжелых металлов значительно колеблется у разных таксономических групп растений и в отдельных органах, зависит от условий произрастания и фазы развитиях [1, 3, 7]. По абсолютному содержанию в растениях тяжелые металлы подразделяют на четыре группы: элементы повышенной концентрации (марганец, цинк, стронций); элементы средней концентрации (медь, никель, свинец, хром); элементы низкой концентрации (молибден, кадмий, кобальт, селен); элементы очень низкой концентрации (ртуть), а уровень содержания большинства тяжелых металлов в растениях зависит от их кларка [5]. Исследование растительных образцов на содержание в них тяжелых металлов дало следующие результаты (табл.).

Медь входит в состав ферментов и принимает участие в процессах, протекающих в клетках растений; влияет на углеводный и белковый обмен растений; повышает устойчивость растений к заболеваниям. ПДК меди для растений составляет 20,0 мг/кг сухого вещества [7].

В результате наших исследований установлено, что в наземных частях травянистых растений медь содержится в концентрациях, не превышающих ПДК. По количеству меди в растительных образцах все обследованные уникальные территории характеризуются низким содержанием – до 10 мг/кг (табл.).

Таблица 1

Содержание тяжелых металлов в растительных образцах обследованных территорий Курской области в 2011-2014 гг. (мг/кг сухого вещества) (ПДК – предельно-допустимая концентрация содержания тяжелых металлов в травянистых растениях [7])

Место взятия образца	Содержание загрязняющих элементов						
	Cu	Pb	Ni	Cr	Cd	Zn	Mn
1. Урочище Знаменская роща	6,16	12,47	13,33	1,09	0,40	26,53	64,62
2. Урочище Крутой лог	3,71	10,48	14,52	3,60	0,61	17,75	160,50
3. Парк Березовского	1,11	12,35	15,02	6,32	0,61	16,25	45,61
4. Парк Щетинка	5,29	12,70	13,85	6,38	0,44	22,41	97,03
5. Парк Моква	3,47	14,03	12,94	0,80	0,20	19,72	257,47
6. Парк Лебяжье	2,33	6,91	15,07	1,44	0,14	60,52	50,30
ПДК	20,0	14,0	30,0	2,0	–	250,0	250,0

Свинец в растения в основном попадает через корни, однако, способен поглощаться и через листья. Предельно-допустимые концентрации свинца в наземных органах трав определены как 14,0 мг/кг сухого вещества [7]. Поступление свинца из почвы в растение увеличивается не пропорционально росту его содержания в почве.

Для всех исследуемых растительных образцов характерно нормальное содержание свинца. По количеству свинца незначительное превышение составляет в растительных образцах (более 14,0 мг/кг), взятых в парке Моква (14,03 мг/кг).

Никель необходим растениям в малых количествах. Более токсичен он для растений на кислых почвах. ПДК никеля для растений оценивается как 30,0 мг/кг сухого вещества [7]. Содержание никеля в растительных образцах обследованных уникальных природных территорий находится в пределах ПДК.

Содержание хрома в растениях невелико и составляет 0,0005%. Считается, что основное количество хрома сосредоточено в корневой системе. Предельно-допустимая концентрация данного металла составляет 2,0 мг/кг сухого вещества [7].

По содержанию хрома в растительных образцах можно выделить две группы обследованных территорий. В группу с нормальным содержанием хрома (менее 2,0 мг/кг) относятся урочище Знаменская роща (1,09 мг/кг), парк Моква (0,80 мг/кг). К группе с высоким содержанием хрома (превышение ПДК) относятся урочище Крутой лог (3,60 мг/кг), парк Щетинка (6,38 мг/кг), парк Березовского (6,32 мг/кг).

Загрязнение атмосферным кадмием составляет 20-60% от всего содержания кадмия в растении. Попавший атмосферный кадмий может передвигаться по всему растению. Доступность кадмия растениям выше на кислых почвах, чем на нейтральных. Потребление этого элемента зависит от вида растения. Содержание в растениях кадмия очень незначительно и составляет от 0,10 (парк Лебяжье) до 0,61 мг/кг (парк Лебяжье и урочище Крутой лог).

Цинк принимает участие в дыхании растительных клеток. Он повышает активность ряда ферментов и способствует поддержанию благоприятной концентрации стимуляторов роста в растениях. Цинк поглощается растениями из почвы и накапливается в зеленой массе. Увеличение содержания цинка в почве снижает поступление кадмия в растения. В кислой среде доступность соединений цинка выше, чем в нейтральной среде.

ПДК цинка для растений составляет 250 мг/кг сухого вещества [7]. Содержание цинка в растительных образцах обследованных территорий достаточно низкое: от

16,25 мг/кг сухого вещества (парк Березовского) до 60,52 мг/кг сухого вещества (парк Лебяжье).

Марганец оказывает прямое действие на рост и развитие растений, на их химический состав. Фитотоксичность марганца тесно связана с кислотностью. В почвах с pH ниже 5,5 марганец находится в растворимой форме, а при pH = 5,7 и pH = 7,5 его подвижность снижается. Растениям наиболее доступен марганец, находящийся в гумусовом горизонте.

Нормальным содержанием марганца для трав считается 100 мг/кг [5]. ПДК марганца для трав не установлена. Критической считается концентрация 300,0 мг/кг [6], фитотоксичной – более 500,0 мг/кг. Превышение ПДК марганца обнаружено в растительных образцах парка Моква (257,47 мг/кг) (табл. 1).

Таким образом, во всех растительных образцах обследованных ООПТ содержаться тяжелые металлы. В основном, их количество не превышает предельно-допустимые концентрации. Исключение составляют памятники природы «Парк Моква» в Курского района, в растительных образцах которого содержание свинца и марганца на несколько единиц превышает ПДК. Превышение ПДК хрома в растительных образцах почти в 1,5 и более раз характерно для парка Березовского, парка Щетинка, урочище Крутой лог.

Литература

1. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Л.: Агропромиздат, 1987. 142 с.

2. Виноградов А.П. Основные закономерности в распределении микроэлементов между растениями и средой // Микроэлементы в жизни растений и животных. М., 1995. С. 7-20.

3. Добровольский В.В. География микроэлементов. Глобальное рассеивание. М.: Мысль, 1993. 272 с.

4. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение. Новосибирск: Наука, 1991. 151 с.

5. Мильчакова О.В., Иванов А.И. Тяжелые металлы в сельскохозяйственных растениях // Экология и промышленность России. 2000. № 9.

6. Прохорова Н.В., Матвеев Н.М., Павловский В.А. Аккумуляция тяжелых металлов дикорастущими и культурными растениями в лесостепном и степном Поволжье. Самара: Изд-во Самарского ун-та, 1998. 131 с.

7. Соколов О.А., Черников В.А. Атлас распределения тяжелых металлов в объектах окружающей среды. Кн. 1. Пущино, 1999.

УДК 550.4

ГЕОХИМИЯ ПРОЦЕССА МИНЕРАЛООБРАЗОВАНИЯ В ПОСТКОЛЛИЗИОННЫХ ЖИЛАХ

Старицына И.А.(1), Старицына Н.А.(2)

(1) *Уральский государственный аграрный университет, Екатеринбург, e-mail: i-staritsina@yandex.ru*

(2) *Уральский государственный колледж имени И.И. Ползунова, Екатеринбург, e-mail: N-staritsina@yandex.ru*

Разнообразие минералов кремнезема порождает уникальные парагенезисы минералов, которые включают в себя минералогические реперы. Благодаря таким минералам, как диккит, гетит, гематит, пирит, присутствующих в агрегатах кварца можно восстановить физико-химические условия их образования. На примере переливта (Шайтанское месторождение) рассмотрим смену парагенезисов минералов железа: пирит – гематит – гетит. Пирит типоморфен для переливта ранней генерации, который обычно имеет светло-серый цвет. Гетит и гематит встречаются на поздних стадиях развития жил Шайтанского месторождения и типоморфны для оранжевого, желтого или красного переливта. Но, в случае гематита и гетита не всегда возможно выделить очередность появления минералов. В другом примере – гематит-кварцевые агрегаты жильного поля Гематитового, эта очередность прослеживается. Первым осаждается гематит, преобладающий в агрегате над другими минералами железа, а позднее – гетит, но в незначительных количествах.

Жильное выполнение постколлизионных жил представлено кварцем, и в небольших количествах такими минералами как каолинит (диккит), гематит, гетит, пирит, карбонат. Именно эти минералы, или появление этих минералов в парагенезисе маркируют изменение физико-химических условий минералообразования, и в связи с этим могут быть использованы как природные реперы.

Рассмотрим минеральный состав шайтанского переливта при различных значениях Eh:

Eh < 0 (восстановительная среда) – светло-серый переливт (кварц, диккит, пирит);

Eh > 0 (окислительная среда) – желто-красный переливт (кварц, диккит, гетит, гипс).

Пирит существует при Eh от -0,8 до +0,1, в зависимости от pH [1]. Полю устойчивости гематита соответствует Eh от -0,6 до +1. Р. Гаррелс [1] дает следующее замечание: «Наблюдаемая природная ассоциация гетита с гематитом указывает на то, что для природных низкотемпературных водных растворов устойчивости гематита и гетита почти равны. Поэтому, при построении графиков, исходим из того, что в воде поля устойчивости гематита и гетита в основном совпадают».

Однако, согласно экспериментальным данным, полей устойчивости гетита и гематита, граница раздела двух минеральных фаз при атмосферном давлении проходит при температуре 130^0C [1]. При повышении давления, температура раздела этих фаз постепенно увеличивается. Поскольку формирование постколлизионных жил Шайтанского месторождения, происходит в близповерхностных условиях (глубина не более 1 км), гидростатическое давление составляет менее 100 бар. Таким образом, температура раздела двух минеральных фаз (гетит-гематит) составит 130-135^0C.

Влияние pH не существенно на минералообразующую систему, но, в составе шайтанского переливта присутствует еще один минералогический репер – минерал диккит. Наличие диккита в переливте впервые установлено Т.А. Глазовой [2]. Отметим, что диккит относится к подгруппе каолинита, отличие этих двух минералов незначитель-

но. Диккит устойчив в диапазоне pH от 4,8 до 6,52 [3]. Максимальная глубина, на которой встречаются гидротермальные растворы, около 3 км. Поровые растворы имеют слабо кислую реакцию, близкую к нейтральной (для 200-300^{0}C уровень pH=5-5,5) (Смит, 1968). Температура гидротермальных растворов в земной коре не превышает 350^{0}C.

А.С. Таланцев [4], применив метод минералогической термобарометрии по составам сокристаллизовавшихся карбонатов [4], определил P-T условия кристаллизации аметиста в минерализованных трещинах месторождения Ватиха. Аметист образуется на глубине около I км, что отвечает низкотемпературным гидротермальным растворам. Эти условия минералообразования хорошо согласуются с кварц-диккитовым жильным парагенезисом и наличием узколокальных ореолов аргиллизации, сопровождающих эти жилы. По данным для месторождения Ватиха [4] глубина жилообразования около 1 км. При литостатическом градиенте 300 бар/км давление 300-500 бар будет достигнуто на глубине 1-1,5 км. Примем глубину формирования постколлизионных жил 1-1,5 км.

Глубина эрозионного среза составляет по разным оценкам от 3 до 6 км. Возможная величина литостатического давления 900–2000 бар (литостатический градиент 300 бар/км), гидростатическое давление 300-600 бар (гидростатический градиент 100 бар/км).

Глубина формирования постколлизионных жил постоянно уменьшалась за счет интенсивного выветривания и пенепленизации на поверхности. Открытые трещины в гранитах существуют до глубины 600-700 м, они соединяют закрытую жильную систему с поверхностью. Произошло вскрытие закрытой гидротермальной системы. Гидротермальный раствор будет вскипать, если P-T условия изменятся настолько, что станет возможным парообразование. Давление меняется с 300 бар (для глубины 1 км) до 100 бар (гидростатический градиент для глубины 1 км). Система стала «открытой», давление резко изменилось. С этого момента на систему минералообразования действует гидростатическое давление, градиент которого 100 бар/км. Давление резко изменилось, поэтому произошло вскипание раствора. Температура кипения будет выше 100^{0}C. Начался расщепленный друзовый рост. Свойства гидротермального раствора соответствуют свойствам воды, поскольку обычно плотность гидротерм не превышает 0,5-1 г/см^3. Осаждение начинается как только раствор становится пересыщенным относительно SiO_2. Резкое пересыщение кремнеземом наступает при быстром снижении температуры. Во время вскипания раствора происходит потеря газовой составляющей, таким образом, раствор становится более концентрированным. Доля H_2O в растворе уменьшается, а содержание растворенного SiO_2 соответственно увеличивается. При этом, возможны два варианта:

1) Если в растворе находятся кристаллическая и аморфная формы кремнезема, осаждаться будет только кристаллическая. Даже если доля растворенного аморфного кремнезема выше. Лишь после того, как кристаллическая форма растворения полностью выпадет из раствора, либо станет ненасыщенной, будет осаждаться аморфный кремнезем.

2) Раствор пересыщен аморфной формой кремнезема, и недосыщен относительно кристаллической формы кремнезема. Отлагаться будет аморфный кремнезем, его растворимость намного выше, чем у кристаллического. Растворимость аморфного кремнезема при 150^{0}C составляет 620 частей на миллион [3].

Скорость осаждения аморфного кремнезема превышает скорость кристаллизации кварца [5]. Поэтому время, затраченное на минералообразование гипергенного этапа намного меньше, чем время гипогенного этапа. Эволюция коллоидного раствора происходит по следующей схеме:

Золь постепенно теряет воду. Гидрогель, теряя воду, превращается в гель. Концентрация кремнезема в геле может составлять всего 3%, однако такой гель будет иметь консистенцию желе.

Доля поверхностных вод постепенно возрастает, среда становится окислительной, начинается осаждение гетита. Давление стабилизируется, снижается температура. Таким образом, выявлены следующие стадии минералообразования:

1) Гипогенная стадия. Кристаллизация друзового кварца. Низкотемпературный гидротермальный раствор ($T^0C = 100^0$– 200^0C). Литостатическое давление 300–500 бар на глубине 1–1,5 км. Плотность гидротермального раствора 0,5–1 г/см^3. Слабокислая среда минералообразования (pH = 5–5,5). Условия минералообразования восстановительные (Eh < 0).

2) Нестационарная стадия. Расщепленный друзовый рост кварца. Гидростатическое давление менее 100 бар на глубине менее 1 км. Вскрытие закрытой гидротермальной системы, «вскипание» раствора.

3) Гипергенная стадия. Отложение седиментационного кремнезема из коллоидного раствора. Аморфный кремнезем осаждается при температуре 115 – 140^0C. Гидростатическое давление менее 100 бар. Условия минералообразования окислительные (Eh > 0).

Колломорфные агрегаты постколлизионных жил, осаждение которых происходит из коллоидной среды, после раскристаллизации представлены кварцем, с небольшой примесью других минералов, а не халцедоном, как можно предположить. На поздних стадиях образования постколлизионных жил существуют низкотемпературные условия, благоприятные как для α-кварца, так и для халцедона. Но, для образования халцедона нужна щелочная среда (pH = 7) минералообразования [6]. Низкотемпературный этап происходит при pH = 4,8–6,52, это кислая среда, поэтому халцедон не образуется в постколлизионных жилах.

Согласно графику растворимости кварца и аморфного кремнезема изучены температуры минералообразования некоторых минеральных фаз. Кондиционный аметист-I образуется при температуре меньше 170^0C, давлении 300-500 бар, глубине 1–1,5 км [4]. В температурном интервале 115^0-140^0C из раствора обычно осаждается наибольшее количество аморфного кремнезема [6], что можно приравнять к образованию переливта. Отложение некондиционного аметиста-II происходит при температуре 110^0C и давлении 100 бар [4]. Несмотря на то, что на месторождении Ватиха последовательность минералообразования (аметист-I – переливт – аметист-II) представлена в редуцированном виде, на других объектах можно наблюдать эту последовательность полностью (минерализованная зона Аметистовая, Адуйский массив).

Модель формирования постколлизионных кварцевых жил может быть представлена следующим образом:

1. Образование постколлизионных жил связано с самыми поздними проявлениями постколлизионного гранитного магматизма на Урале. Вероятная температура раствора, из которого отлагается друзовый кварц, представленный в постколлизионных жилах, не превышает 200^0-250^0C (при градиенте 35 ^{0}/км температура на глубине 3–6 км составляет 105-210^0 C). На начальных стадиях развития жил, поровые растворы имеют слабо кислую реакцию pH=5–5,5 (Смит, 1968), присутствие пирита в гидротермальных парагенезисах свидетельствует о восстановительной среде минералообразования (Eh < 0). Источником тепла для гидротермальных растворов служили остывающие гранитные интрузии Мурзинско-Адуйского микроконтинента (аплиты и пегматиты). Оценка А.С. Таланцевым (1989) физико-химических условий формирования аметистоносных зон месторождения Ватиха, относимых нами к формации постколлизионных кварцевых жил (P = 300-500 бар, что соответствует глубине 1–1,5 км, температура

от 170° до 110°С, содержание CO_2 – 2,7-2,9 мас.%.) подтверждает наши предположения об условиях протекания начальной стадии гидротермального.

2. Эрозия и пенепленизация приводят к снижению литостатического давления в гидротермальной системе, а развитие трещин разгрузки – к резкому уменьшению величины этого давления, поскольку происходит смена литостатической нагрузки (300 бар) на гидростатическую (100 бар). Это приводит к отделению летучих, вскипанию раствора и вследствие этого падению температуры. Резко возрастает пересыщение раствора, быстрорастущие индивиды захватывают гетерофазные флюидные включения, что способствует их расщеплению и ускорению кристаллизации из-за формирования входящих углов на растущих гранях. При резком падении давления и температуры не исключается возможность образования коллоидных растворов кремнезема уже на первой стадии вскрытия гидротермальной системы при температурах 115^0-140^0 [6].

3. Смена кристалломорфных текстур на колломорфные, в том числе седиментационные, свидетельствует о новом гипергенном этапе минералообразования, который наступает вследствие вскрытия гидротермальных систем, и поступления коллоидных растворов кремнезема инфильтрационной природы. Смена текстур сопряжена с изменением гипогенных (низкотемпературных гидротермальных) парагенезисов на гипергенные, что иногда сопровождается изменением восстановительных условий минералообразования (Eh < 0; pH = 5,5) на окислительные (Eh > 0; pH= 4,8–5).

Низкотемпературные гидротермы, из которых выделяется кремнезем, представляют собой растворы высокомолекулярной кремнекислоты в низкомолекулярной жидкости, отвечающие по свойствам золям с низкой вязкостью. Золь кремнезема, теряя воду, переходит в гидрогель, раскристаллизация гелей кремнезема сопровождается отделением остаточных растворов, пересыщенных относительно кристаллического кремнезема. Это ускоряет раскристаллизацию аморфного кремнезема и иногда приводит к образованию позднего микродрузового кварца.

4. Амплитуду и скорость эрозионных процессов можно оценить, учитывая, что поверхность мезозойского I_3/K_1 (111 млн лет – 205 млн лет) восточно-уральского пенеплена вскрывает постколлизионные граниты (200 млн лет), минимальная глубина образования которых 3–6 км. Это значит, что эрозия и пенепленизация были быстротечны, и гидротермальная активность могла сохраняться в течении развития пенеплена, вплоть до сопряжения с процессами формирования линейных кор выветривания в зонах трещинноватости, благоприятных для локализации как гидротермальных, так и гипергенных процессов.

5. Таким образом, мы полагаем, что гидротермальная активность минералообразующих систем во времени, а на поздних стадиях и в пространстве, совпадает с гипергенными процессами вследствие активного разрушения горного рельефа, вскрытия все еще действующих гидротермальных систем и вовлечения в минералообразование инфильтрационных коллоидных растворов и кислородных вод [7].

Многостадийный процесс инверсии гипогенной системы в гипергенную отражен в последовательной и закономерной смене типоморфных агрегатов, слагающих постколлизионные жилы. Физико-химические условия образования минералов кремнезема, которые можно восстановить при помощи минералогических реперов, могут служить поисковыми признаками на некоторые полезные ископаемые (например, золото).

Литература

1. Гаррелс Р.М., Крайст Ч.Л. Растворы, минералы, равновесия. М.: Мир, 1968. 368 с.

2. Глазова Т.А., Григорьев Д.П. Шайтанский переливт // Природа. 1985. № 4. С. 40-43.

3. Чухров Ф.В. Коллоиды в земной коре. М.: Изд-во АН СССР, 1955. 672 с.

4. Таланцев А.С., Рябков В.Н. Генезис аметистовой минерализации на Месторождении Ватиха (Средний Урал). Препринт. Свердловск: УрО АН СССР, 1989. 60 с.

5. Холланд Г.Д. Жильные минералы в гидротермальных месторождениях. Сборник статей: «Геохимия гидротермальных рудных месторождений» / Под редакцией Х. Барнса. М.: Мир, 1970. С. 325-367.

6. Годовиков А.А., Рипинен О.И., Моторин С.Г. Агаты. М: Недра, 1987. 368 с.

7. Старицына И.А. Типоморфные текстуры кварцевых агрегатов в постколлизионных жилах (Шайтанское месторождение переливта) // Литосфера. 2006. № 3. С. 166-170.

УДК 502.2.05:504.3

АТМОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ЛАНДШАФТОВ ТВЕРСКОЙ ОБЛАСТИ

Суслова С.Б., Кудерина Т.М., Шилькрот Г.С.
Институт географии РАН, Москва, e-mail: svsu@mail.ru

Современные изменения окружающей среды, обусловленные как природными, так и в наибольшей степени антропогенными факторами, влияют на функционирование ландшафтно-геохимических систем. Одним из наиболее динамичных компонентов этих систем является приземная атмосфера. Ее химический состав зависит от характера подстилающей поверхности, над которой происходит формирование и перенос воздушных масс, а также от свойств и динамики самих масс. Особенности подстилающей поверхности определяются многими факторами, среди которых наиболее важными являются высота над уровнем моря, свойства почв (механический и химический состав верхних горизонтов почв, их влажность и сложение), типы растительности и ее транспирация, химизм поверхностных вод и т.д. Геохимически значимым параметром воздушных масс, влияющим на ландшафты, является химический состав приземного аэрозоля и атмосферных осадков.

Основной задачей наших исследований было определение химического состава приземного аэрозоля, снежного покрова и атмосферных осадков в ландшафтно-геохимической системе. В настоящее время значительная часть европейской территории России (ЕТР) находится под заметным антропогенным давлением. В связи с этим в качестве экспериментальных площадок были выбраны ключевые природные участки в лесных ландшафтах Тверской области (Осташковский – западный район и Рамешковский – восточный район) относительно удаленные от хозяйственно освоенных территорий и источников антропогенного загрязнения.

Полевые работы проводились с использованием ландшафтно-геохимических методов, разработанных А.И. Перельманом, М.А. Глазовской [1, 2]. Отбор проб атмосферного аэрозоля осуществлялся на фильтры АФА-ХА-20 полевым аспирационным пробоотборником, созданным в сотрудничестве с аэрозольной лабораторией НИФХИ им. Л.Я. Карпова. Отбор аэрозоля проводился при западном переносе воздушных масс зимой (февраль, март, 2013 г.), когда влияние подстилающей поверхности минимально, и летом (июнь, 2013) – в период максимального функционирования ландшафтно-геохимических систем. В это же время были отобраны пробы снега и дождевых вод. Также на ключевых участках измерялись текущие метеопараметры, необходимые для расчетов массовой концентрации аэрозоля во время наблюдений.

Элементный состав проб аэрозолей, снега и атмосферных осадков определялся методом атомно-эмиссионной спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ICP AES и ICP MS).

Состояние аэрозольной составляющей воздушных масс оценивалось с помощью коэффициента аэрозольной концентрации $Ka = A/K$, где A – концентрация элемента в аэрозолях воздуха, K – кларк этого элемента в гранитном слое континентальной земной коры [3]. Для сравнительного анализа рассчитывались коэффициенты аэрозольной аккумуляции $Kan = A/Cn$, представляющие собой отношение концентрации элемента в аэрозолях воздуха к его содержанию в верхнем горизонте почв ключевых участков исследования. Интенсивность накопления химических элементов в исследуемых компонентах природных ландшафтов рассматривалась на основе кларков концентрации (КК).

Результаты расчетов показали, что в период наблюдений массовая концентрация аэрозоля на выбранных ключевых участках Тверской области зимой составляла 5,26

мкг/м^3, а в летний достигала 10,86 мкг/м^3. Содержание элементов в аэрозоле воздуха во время наблюдений представлено в табл. 1.

Таблица 1

Концентрации химических элементов (нг/м^3) в аэрозоле ключевых участков исследований во время наблюдений и на европейской территории России

Элемент	Рамешковский р-н	Осташковский р-н	Осташковский р-н	Фон ЕТР[4]
	Зима		Лето	
Al	–	69,6	73,0	780
S	189,5	1265,1	451,3	–
Li	0,006	0,217	0,071	–
Na	94,0	50,5	–	140
Mg	15,3	64,4	46,2	490
K	3,9	134,4	46,5	190
Ca	333,8	796,3	548,3	–
Rb	0,12	1,6	0,29	–
Sr	–	1,1	0,4	–
Cs	0,007	0,11	0,02	–
Ba	–	1,4	14,0	4
Ti	9,25	20,81	31,16	–
Cr	0,18	13,67	0,78	–
Mn	155,8	7,0	3,8	–
Fe	–	204,6	94,2	250
Co	0,003	0,124	0,064	0,2
Se	–	–	0,5	1,2
Ag	0,008	–	0,176	0,2
Ni	0,47	3,42	0,20	5
Cu	2,69	10,87	4,51	20
Zn	3,58	38,62	29,20	23
Sn	0,659	2,367	0,078	–
W	0,018	0,676	–	–
Y	–	0,06	0,06	–
Cd	0,011	0,446	0,168	0,5
Hg	–	0,08	–	0,04
Pb	0,298	16,827	3,100	–

Из табл. 1 видно, что в зимний период концентрации большинства элементов в аэрозоле были выше, чем в летний. Качественный состав аэрозолей зимой и летом существенно отличается друг от друга, что обусловлено особенностями протекания сезонных геофизических процессов. Сравнение измеренных концентраций аэрозолей с имеющимися в литературе средними фоновыми содержаниями элементов в атмосфере над ЕТР [4] показывает, что в периоды наблюдений над ключевыми участками Тверской области проходили относительно чистые воздушные массы.

В целом, концентрации элементов в аэрозоле воздуха были выше в западном Осташковском районе – передовом на пути движения воздушных масс при западном переносе, чем в восточном Рамешковском (за исключением Na и Mn). Повышенные концентрации элементов в аэрозолях Осташковского района относительно фоновых значений отмечались в летний период для Ba, в зимний для Hg, в течение года для Zn.

Результаты расчетов коэффициентов аэрозольной концентрации (Ка) и аккумуляции (Кп) показывают, что в приземной атмосфере природных ландшафтов Тверской области присутствуют тяжелые металлы и сера – не типичные элементы для этого региона (табл. 2). При этом в зимний период аэрозоли обогащены Cu и Sn, в летний – Zn, Se, Cd и Pb.

Таблица 2

Коэффициенты аэрозольной концентрации и аккумуляции элементов в приземной атмосфере Тверской области

Элемент	Ка		Кап	
	Рамешковский р-н	Осташковский р-н	Рамешковский р-н	Осташковский р-н
Li	–	–	–	2
Na	–	–	5	–
Mg	–	–	2	3
S	77	90	–	–
Ca	2	2	23	18
Ti	–	–	1,2	2
Cr	–	–	3	7
Mn	–	–	–	4
Fe	–	–	–	2
Co	–	–	–	5
Ni	–	2	22	5
Cu	11	9	64	53
Zn	8	33	18	72
Se	–	880	–	22
Y	–	–	–	1,3
Cd	18	115	28	196
Sn	50	3	127	7
Cs	–	–	3	4
Ba	–	2	–	3
W	3	–	2	–
Tl	–	–	3	3
Pb	4	18	3	17

Расчет Кап относительно содержаний элементов в верхнем горизонте почв ключевых участков исследования показал, что поступление Ca и тяжелых металлов на поверхность ландшафтов изучаемых районов в значительной степени определяется аэральной миграцией.

Для выявления геохимических особенностей компонентов ландшафтов Тверской области были рассчитаны кларки концентрации элементов и составлена таблица интенсивности накопления в них химических элементов (табл. 3).

Таблица 3

Интенсивность накопления химических элементов в природных компонентах ландшафтов Тверской области

Компонент ландшафта	Кларки концентрации		
	100–10	10–1	1–0,1
Почвы		Pb	Cu,Mn,Cd,Fe,Ni,Co,Zn,Cr,Sr,V
Дождевая вода	Cd	Cr,Sn,Zn	Fe,Hg,Ni,Mn,Pb,V,Co
Снеговая вода		Sn,Ni,Mn,Hg,Cr,Fe	Cd,V,Zn,Co,Cu,Pb
Аэрозоль	S,Se,Sn,Cu,Zn,Cd	Ca,Ni, Pb,Ba,W	Li,Mg,Al

Представленные данные еще раз свидетельствуют о возрастающем влиянии атмосферных осадков и аэрозолей на геохимический фон ландшафтов. Индикаторами атмосферной антропогенной нагрузки можно считать Cd, Zn, поступление Ni и Sn в ландшафты так же происходит с аэральными выпадениями.

Таким образом, проведенные исследования показывают, что природные ландшафты Тверской области, несмотря на удаленность от техногенных источников, все же

испытывают антропогенное влияние, обусловленное аэральной миграцией. Однако сравнение наших данных с фоновыми содержаниями элементов в атмосфере над ЕТР свидетельствуют об их сопоставимости: концентрации большинства химических элементов в аэрозолях отражают природное состояние приземной атмосферы. Выбранные ключевые участки можно считать фоновыми, данные о геохимическом состоянии их компонентов можно использовать в дальнейшем для сравнительных анализов функционирования ландшафтно-геохимических систем ЕТР. Экспериментальные исследования химического состава приземного аэрозоля и атмосферных осадков носят рекогносцировочный характер. Для оценки атмосферного загрязнения природных ландшафтов требуется постоянный атмогеохимический мониторинг.

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы фундаментальных исследований Президиума РАН П 15.

Литература

1. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.: Высшая школа, 1975. 342 с.

2. Глазовская М.А. Геохимические основы типологии и методики исследований природных ландшафтов. М.: Изд.-во МГУ, 1964. 230 с; переиздание: Смоленск: Ойкумена, 2002. 287с.

3. Добровольский В.В. География микроэлементов. Глобальное рассеяние. М.: Мысль, 1983. 272 с.

4. Волох А.А. Оценка уровня загрязнения атмосферного воздуха территорий хозяйственного освоения. Автореф. дисс. к.г-.м.н. М., 1992.

УДК 631.48: 911.2

ОСОБЕННОСТИ ГИПЕРГЕНЕЗА В ЛАНДШАФТАХ ЗАПАДНОГО ЗАБАЙКАЛЬЯ

Сымпилова Д.П.
Институт общей и экспериментальной биологии СО РАН, Улан-Удэ,
e-mail: darimasp@mail.ru

Формирование почв и почвенного покрова в ландшафтах Западного Забайкалья обусловливается геохимическим сопряжением кор выветривания.

Процессы выветривания и образующиеся продукты выветривания в своем составе и распространении подчиняются географическим, а конкретнее ландшафтно-геохимическим закономерностям. Согласно Б.Б. Полынову [1] в континентальных районах существуют следующие закономерности: сиаллитный ортоэлювий сопрягается с обызвесткованным ортоэлювием в склоновых отложениях. Автор, рассматривая поведение различных химических элементов в коре выветривания, выявил основные закономерности распределения подвижных продуктов выветривания континентальных отложений, согласно которым в подобной геоморфологической обстановке должны формироваться карбонатные аккумуляции. Обызвесткованные коры выветривания связаны с геохимическими процессами, когда углекислая известь, являясь продуктом выветривания рыхлого поверхностного элювия, не уносится атмосферными водами, а в условиях континентального климата лишь переносится в нижние части коры выветривания, где и образует обызвесткованную толщу. В этих условиях делювиальным плащом, одевающим склоны, пролювиальным подгорным равнинам, обладающим внутренним стоком, и террасам речных долин свойственны карбонатные аккумуляции. Они и обусловливают карбонатность лессовых и супесчаных толщ делювиальных шлейфов.

Лессовая карбонатная фация относится к предгорному эрозионно-денудационному типу рельефа, которая обусловлена низким рельефом предгорий северо-восточных склонов хребта Цаган-Дабан, явилась своеобразной ловушкой эоловой пыли на пути преобладающих ветров. Порции эоловой пыли, осаждаясь на подветренных склонах, регулярно смывались дождевыми и талыми водами, и это обусловило формирование лессовидной толщи с текстурами делювиальных и пролювиальных осадков. Среднегорный рельеф Западного Забайкалья препятствовал проникновению основной массы эоловой пыли на южные склоны, что подтверждается гораздо меньшим распространением палево-серых супесей в южных предгорьях. Для данного типа рельефа весьма характерно наличие в составе рыхлых образований мощных толщ четвертичных лессовидных супесей первично эолового происхождения. Обычно они залегают в "ветровой тени" на склонах водоразделов, создавая тем самым асимметрию долин. Естественно предположить, что раньше супеси имели более широкое распространение, чем в настоящее время. В последующие этапы тектонической активизации и периодического увлажнения в них врезались водотоки. Врезание наблюдается и в настоящее время, о чем свидетельствуют заложенные в супесях современные овраги с крутыми бортами.

Выветривание происходило на протяжении всей геологической истории. Следы древних процессов гипергенеза сохранились в виде остатков древних кор выветривания, обычно погребенных под более молодыми отложениями. В пределах межгорных депрессий Западного Забайкалья под мощной толщей осадочных пород сохранились остатки древней красноцветной коры выветривания. Красноцветные отложения образовались в аридном климате верхнего миоцена и нижнего плиоцена в условиях относительного тектонического покоя и выровненного рельефа [2-4]. Для красноцветов За-

падного Забайкалья характерны карбонатные стяжения и слабовыраженная слоистость. В генетическом отношении красноцветы краевых частей межгорных впадин являются делювиальными, пролювиальными и пролювиально-делювиальными образованиями. В центральных частях впадин они представлены озерными и аллювиальными отложениями, имеющими тонкую слоистость. В сторону центральных частей впадин красноцветы постепенно погружаются и в большинстве случаев залегают под мощной толщей песчаных и супесчаных отложений более молодого возраста, мощность которых увеличивается от бортов к центру впадин.

Каждый тип горных пород характеризуется своими особенностями состава и строения коры выветривания. При выветривании молодых геологических образований (например, лессовидных отложений) даже при благоприятных географических условиях горизонты, образующие профиль, плохо выражены по причине недостаточного для их формирования времени. В этом случае образуется неоднородная выветренная масса, содержащая участки слабо измененных и почти неизмененных пород.

Особенность геохимического сопряжения ландшафтов Западного Забайкалья схожа и аналогична с северомонгольским типом коры выветривания, которую можно представить следующей схемой: верхние части хребтов на высотах от 1000-1400(1600) м над ур. моря – грубообломочный ортоэлювий; плоские водоразделы высот 900-1000 м над ур. моря – сиалитный обызвесткованный элювий; склоновые части на высотах 750-900 м над ур. моря – обызвесткованный элювий и делювий; нижние части делювиальных шлейфов на высотах 650-800 м над ур. моря – карбонатные наносы; речные террасы с широкими падями представлены песчаными наносами, подстилаемые обызвесткованным элювием; аккумулятивные равнины – хлоридно-сульфатным наносом.

Выявлены особенности почвообразования на карбонатных лессовых породах (на примере северного макросклона хр. Цаган-Дабан Западного Забайкалья). Дерново-подзолистые почвы формируются в гумидных условиях на водоразделе южнотаежного высотно-поясного комплекса (ВПК) под лиственнично-кедрово-березовыми богаторазнотравными лесами на высотах 980 м над ур. моря на типичных лессах; буроземы темные – в семигумидных условиях в приводораздельной части южнотаежного ВПК под сосново-лиственнично-березовыми богаторазнотравными лесами на высотах 840-950 м над ур. моря на типичных лессах; серогумусовые метаморфизованные почвы – в семигумидных условиях средних частей склонов северо-западных экспозиций южнотаежного ВПК под березово-сосновыми лесами на высотах 750-840 м над ур. моря на лессовидных суглинках; агротемногумусовые почвы остаточно-карбонатные – в семиаридных условиях нижних частей делювиальных шлейфов на контакте южнотаежного и степного ВПК под разнотравно-пырейными сообществами на высотах 680 м над ур. моря на хорошо оструктуренных типичных лессах; каштановые почвы – в аридных условиях днищ межгорных котловин и склонов юго-западной экспозиции мелкосопочника сухостепного ВПК под караганово-разнотравными сообществами на высотах 640 м над ур. моря на лессовидных супесях и суглинках. Ареалы дерново-подзолистых почв, буроземов темных встречаются спорадически и при определенных сочетаниях факторов почвообразования в условиях среднегорного рельефа, обусловливающих активное развитие метаморфических процессов, а для дерново-подзолистых почв – текстурной дифференциации [5].

Литература

1. Полынов Б.Б. Кора выветривания. Избранные труды. М.: Изд-во АН СССР, 1956. С. 256-283.

2. Равский Э.И. Осадконакопление и климаты Внутренней Азии в антропогене. М.: Наука, 1972. 336 с.

3. Базаров Д.Б. Кайнозой Прибайкалья и Западного Забайкалья. Новосибирск: Наука, 1986. 181 с.

4. Алексеева Н.В. Эволюция природной среды Западного Забайкалья в позднем кайнозое (по данным мелких млекопитающих). М.: ГЕОС, 2005. 142 с.

5. Сымпилова Д.П., Гынинова А.Б., Куликов А.И., Шахматова Е.Ю., Балсанова Л.Д., Гончиков Б.-М. Н., Цыбикдоржиев Ц.Ц., Хаптухаева Н.Н., Мангатаев А.Ц., Бадмаев Н.Б. Особенности почвообразования на лессовых породах северного макросклона хр. Цаган-Дабан Западного Забайкалья // Известия РАН. Серия географическая. 2015. № 1. С. 98-110.

УДК 631.47

ПАРАМЕТРЫ ГЕОХИМИЧЕСКОГО БАРЬЕРА НИЗИННОГО БОЛОТА

Сысуев В.В.
МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: v.v.syss@mail.ru

Геохимические барьеры, где на коротком расстоянии происходит резкое уменьшение интенсивности миграции химических элементов и их концентрация, являются важнейшим фактором дифференциации веществ в ландшафтах. В результате на них образуются аномальные концентрации элементов, что важно учитывать при поисках руд и проведении мероприятий по охране окружающей среды от загрязнения. Краевые зоны болот часто являются мезобарьерами, на которых накапливаются многие химические элементы, выщелоченные из почв водоразделов и склонов [1].

Исследованное низинное болото находится в пределах Осташковской конечно-моренной гряды Валдайской возвышенности на территории экспериментального водосбора "Таежный лог" Валдайского филиала ГГИ. Ландшафтно-географические особенности и гидролого-климатические условия этого экспериментального водосбора детально изучались многими исследователями [2]. Низинное болото состоит из основного массива площадью около 90000 м^2 и трех южных отвершков. Отвершки начинаются у довольно крутых склонов (8^o-10^o) моренной гряды, ограничивающей болотный массив с юга и являющейся основным источником минерального питания торфомассива. Превышение гряды над поверхностью болота составляет 10-15 м и более (рис. 1). Гряда сложена валунными карбонатными среднесуглинистыми опесчаненными конечно-моренными отложениями. С поверхности суглинки перекрыты слоем маломощных покровных супесчаных образований, что характерно для профилей почв этой части ЕТР. На приуроченных к вершинам и склонам моренных холмов дерново-палево-подзолистых почвах произрастают высокопродуктивные ельники-кисличники, запасы фитомассы которых достигают 400 т/га и более [2].

Поверхность болота покрыта зарослями таволги вязолистной и папоротника, местами по вымочкам растут рдест и вахта трехлистная. В древесном ярусе преобладает ольха серая высотой до 15 м. Отвершки имеют монотонное строение травяно-древесного торфа мощностью около 1,0 м с несколько большей степенью разложенности нижнего полуметрового слоя (45-55%) по сравнению с верхним слоем (40-45%). Сверху находится подстилочный горизонт мощностью 3-5 см, состоящий из опада и мха, переплетенных корнями. Наиболее глубокие горизонты основной залежи (глубже 1,8 м в точках 3 и 10 и глубже 2,5 м в точке 9) сложены менее разложившимися (<20%) сфагновыми торфами.

Радиоуглеродная датировка самого верхнего слоя погребенных сфагновых торфов, взятых в точке 9, показала возраст 7470±250 лет (МГУ-496), т.е. начало атлантического климатического оптимума. С наступлением атлантического климатического оптимума вид торфа резко изменился - это ярко выраженный низинный торф преимущественно древесного состава высокой степени разложенности. Направленность природных процессов в дальнейшем, по-видимому, коренным образом не изменилась. На это указывает накопление довольно однородной толщи низинного торфа мощностью около 2 м в центральной части и 1,5-1,0 м на периферии основного массива. Хорошо разложившийся торф (45-50%) имеет два четко выраженных по площади болота горизонта погребенных древесных остатков - в нижней части толщи на глубине 2,20-2,50 м (т. 9) и на глубине 0,5-0,6 м от поверхности. Наличие таких горизонтов свидетельствует об изменении водного режима болота. Возраст торфа на глубине 1,20-1,60 м по данным радиоуглеродной датировки, 4420±20 лет (МГУ-495).

В характерных частях болота (рис. 1) были заложены опорные точки с отбором проб торфа и болотных вод. Минеральные компоненты в образцах торфов определялись по общепринятой методике зольного анализа. Растворение золы, полученной при озолении органических веществ в муфеле при температуре не выше 450^0, проводили в 5%-ной HC1. Содержания элементов рассчитывалось на абсолютно сухое беспримесное органическое вещество торфа. Общее содержание кремния, алюминия, железа, кальция и магния в болотных водах определяли после разрушения органических веществ прокаливанием.

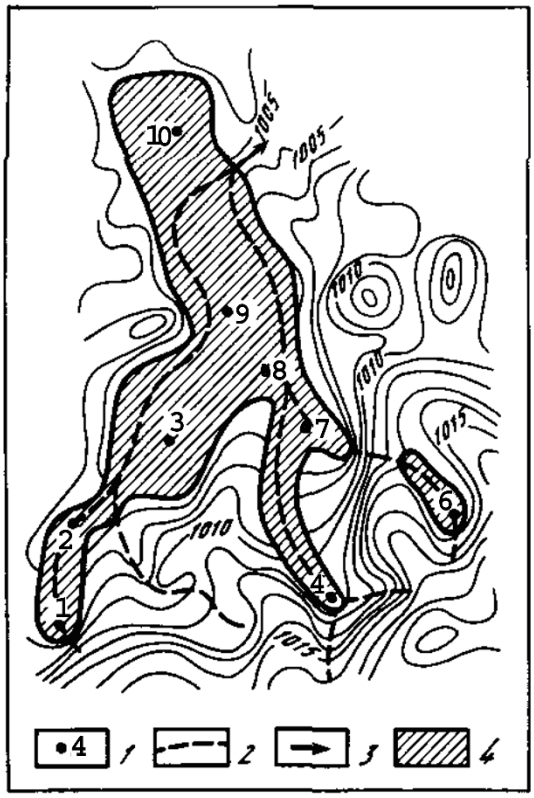


Рис. 1. Карта-схема исследованного низинного болота и окружающей территории. 1 - точки отбора проб торфа и болотных вод; 2 - русла временных ручьев на поверхности болота; 3 - дренирующий ручей; 4 - тело торфомассива

Торф является хорошим сорбентом для большинства природных соединений и в его состав входят не только минеральные элементы торфообразующих растений, но и поглощенные из фильтрующихся и ручейковых вод взвешенные и растворенные вещества. Параметры геохимического барьера иллюстрированы данными, полученными по средним пробам верхней 0,5 м толщи хорошо разложившихся низинных торфов (рис. 2). Точка 4 расположена в 10 м от места разгрузки вод (грунтовый сток маркируется постоянно действующим родником небольшого дебита, поверхностный сток – наличием минеральных зерен и наилка в слабовыраженном русле). Точка 7 находится в месте слияния двух южных отвершков – в среднем на расстоянии 100 м от разгрузки вод. Точка 8 расположена в южной части основного массива примерно в 180 м от гряды; точка 9 – в самой глубокой центральной части массива в 280м от гряды; точка 10 – в северной части массива, вблизи истока ручья разгрузки с болота в 380 м от гряды.

Воды поверхностного стока с окружающих холмов несут большое (для лесных водотоков) количество взвешенного материала, что легко устанавливается в руслах ручейков в тальвеге болота. Размер зерен достигает 1-2 мм и больше; минеральный состав их преимущественно кварцевый с примесью полевых шпатов. Совершенно очевидно и присутствие илистых взвесей. Стоковые воды, попадая на выположенную поверхность торфяников, резко уменьшают скорость течения, и взвеси выпадают на тело торфяника, т.е. болота являются своего рода отстойниками. Содержание минеральных примесей довольно резко уменьшается в торфах по мере удаления от склонов. Это отчетливо видно на рис. 2, на котором изображено распределение минеральных компонентов по профилю низинного болота, проведенному через точки 4, 7, 8, 9, 10 (распределение компонентов на профилях, проведенных через два других южных отвершка, аналогично). Содержание примесей уменьшается в торфах от 46-34% в голове отвершка до 5% в центре массива и до 2-3% вблизи дренирующего ручья. С содержанием минеральных примесей тесно коррелирует зольность органического вещества низинных торфов и содержание кремния, алюминия, титана, натрия и калия – т.е. элементов, поступающих главным образом с поверхностным стоком и накапливающих на поверхно-

сти болота благодаря действию механического барьера. В результате растворения минеральных примесей и их сорбции органическими соединениями из фильтрующихся растворов происходит близкое к экспоненциальному уменьшение содержания Si, Al, Ti, Na, K по мере удаления от моренной гряды (рис. 2). Причем, в этом же направлении уменьшаются также и линейные градиенты концентраций: от -1,38 до -0,38 г/кг/м для зольности, от -0,30 до -0,02 г/кг/м для Si, от -0,21 до -0,01 г/кг/м для Al, от -3,38 до -1,06 мг/кг/м для Ti. Таким образом, наибольшие градиенты концентраций механического геохимического барьера наблюдаются непосредственно в месте разгрузки поверхностного (и внутрипочвенного) стока. Процессы растворения алюмосиликатов и миграции элементов находят отражение в химическом составе торфяных вод (табл. 1).

Таблица 1

Химический состав грунтовых вод низинного болота в межень (17.07.2003), мг/л

Точка	pH	$C_{орг}$	HCO_3	Cl	SO_4	SiO_4	$Fe_{общ}$	$Al_{общ}$	Ca	Mg	Na	K	$Mn_{общ}$
4	5,73	29,8	12,8	1,8	25,1	2,16	1,787	0,466	9,6	1,0	1,7	1,5	0,025
7	6,78	52,1	67,1	1,5	27,7	0,80	3,963	0,736	26,4	1,4	2,0	1,8	0,067
8	6,99	78,9	115,9	2,2	40,5	2,24	1,678	0,097	88,8	35,0	1,8	1,9	0,080
9	6,76	74,0	361,3	0,9	21,0	2,16	0,622	0,097	70,4	31,7	2,1	2,7	0,015
10	6,79	81,6	453,8	2,2	25,9	2,96	1,507	0,064	66,4	11,0	1,6	0,9	0,119
Ручей	6,17	47,5	60,5	2,0	20,2	н.д.	0,948	0,233	32,0	4,1	1,5	1,0	0,028

Так в летнюю межень после длительного взаимодействия торфяных вод с минеральной и органической фазами торфов максимальные концентрации Al в водах приурочены к участкам торфа, наиболее обогащенным минеральными примесями (в т. 1 - 0,772 мг/л, в т. 7 - 0,736, в т. 4 - 0,466 мг/л), и уменьшаются по направлению стока. Процессы растворения алюмосиликатов в условиях низинного торфообразования хотя и заметно менее интенсивны, чем на верховых болотах, где разрушается даже кварц [3], но достаточно отчетливы. Перераспределение элементов внутри торфа в силу различных параметров сорбции их соединений по мере фильтрации отражается соотношением этих элементов в болотных водах (табл. 1). В то время как содержание Al в водах по направлению потока к дренирующему ручью в несколько раз уменьшается, содержание Si отчетливо возрастает. В результате величина молекулярного отношения $SiO_2/A1_2O_3$ в водах изменяется от 2,5-4,5 в отвершках болота до 21-22 в центре массива и до 45-47 вблизи дренирующего ручья. Таким образом, при растворении минералов наблюдается преимущественный вынос кремнезема с водами, тогда как алюминий закрепляется в органической части торфа.

Существенно отличное распределение на геохимическом барьере имеют Ca, Mg, S, а также Fe и Mn (рис. 2).

Ведущим фактором распределения содержания этих элементов в низинных торфах являются грунтовые воды. Вследствие этого содержание Ca, Mg, S, Fe и Mn в золе торфов отчетливо фиксируют зону разгрузки грунтовых вод (рис. 2). Причиной выклинивания грунтовых вод в районе точки 8 служит "литологическое окно", которое является выходом в ложе болота одной или нескольких песчаных линз, находящихся на глубине 3-10 м внутри моренных суглинков. Ареал максимального содержания Ca сдвигается от средних горизонтов в точке 8 к поверхностному слою торфа в точке 9 в соответствии со схемой фильтрации грунтового потока в торфянике. Максимальное содержание Ca в торфах исследованного болота составляет 4,02-4,39%, тогда как его предельное содержание в нормально зольных торфах без признаков минерализации составляет около 5%, т.е. ни в одной точке торфяника концентрация кальция не достигает состояния насыщения [4].

Анализ химического состава торфяных вод, отобранных в межень, показывает максимальное содержание Ca^{2+} (88 мг/л) в водах именно в точке 8 - предполагаемом месте выклинивания грунтовых вод (табл. 1). По мере удаления от зоны выклинивания грунтовых вод концентрация Ca^{2+} постепенно уменьшается в сторону дренирующего ручья. Воды торфов, находящиеся вне интенсивного выклинивания грунтовых вод (точки 1, 2, 3, 4) содержат в 4-8 раз меньше Ca^{2+}. Такие различия подтверждают разгрузку грунтовых вод в районе точки 8. Показательна величина отношения Ca/Mg. Так, в зоне выклинивания грунтовых вод она составляет 2,0-2,5 из-за большой доли доломитовой составляющей в карбонатах моренных отложений. В зоне питание преимущественно за счет поверхностного стока, это отношение в болотных водах значительно выше и составляет 10 и более, характеризуя соотношение этих элементов в опаде, подстилке и других почвенных горизонтах, из которых они вымываются. В период половодий отмечается значительное разбавление вод торфяника, причем чем ближе точка к фронту питания, тем интенсивнее разбавление. Так, в точке 8 содержание Ca^{2+} к 10 ноября уменьшилось почти в 4 раза, в точке 9 посредине болота - в 2 раза, а в точке 10 - всего в 1,5 раза. В результате половодья к середине осени наблюдалось выравнивание, а поздней осенью - даже инверсия распределения концентраций кальция в водах торфяника: в зоне разгрузки грунтовых вод она была ниже, чем в центре болота и на его периферии. Это обусловлено активным водообменом между поверхностным и грунтовым стоком. В результате чего содержание Ca^{2+} в водах поверхностного стока, поступающих из южных отвершков, по мере протекания по основному массиву торфяника увеличивается от 9,6 мг/л (что близко к среднему содержанию в водах поверхностного площадного стока в лесу - 9,2 мг/л) до 20,0 мг/л, т.е. при формировании химического состава стоковых вод в периоды половодий происходит вынос Ca из торфяника.

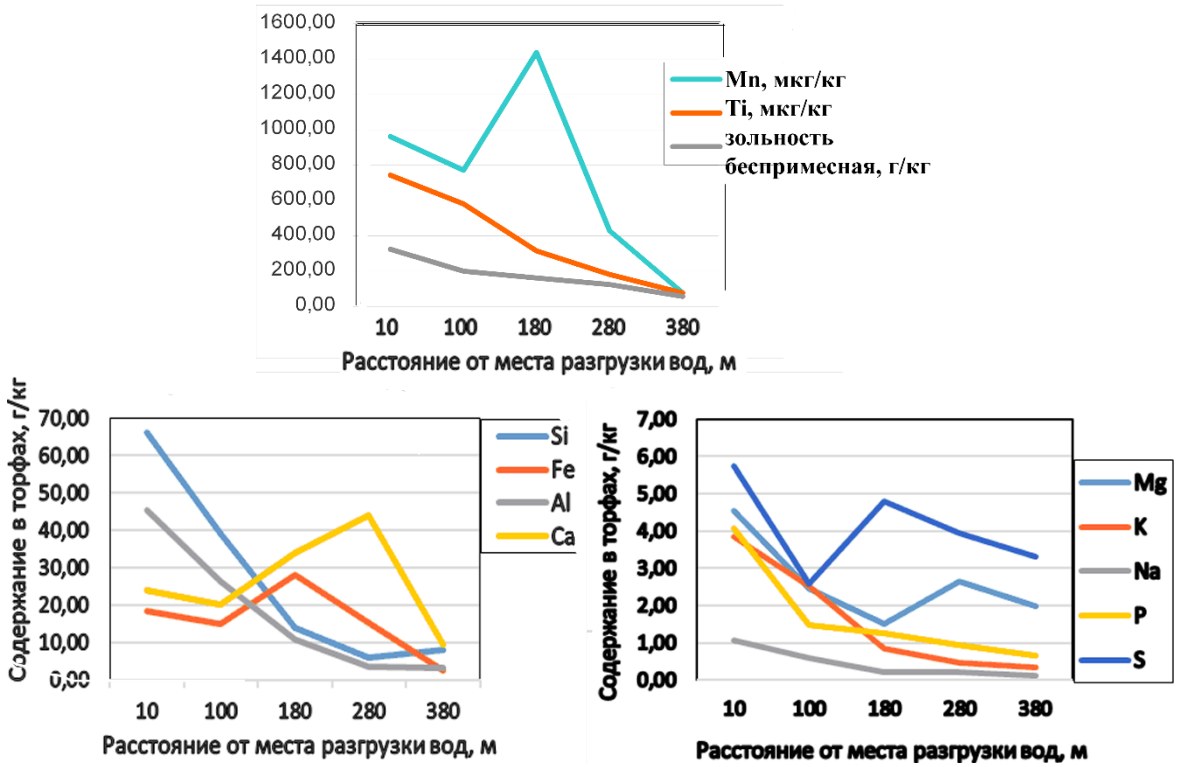


Рис. 2. Концентрация элементов на геохимическом барьере низинного болота в горизонтах торфа 0-0,5 м

Вследствие этого для определения контрастности геохимических барьеров низинных болот по концентрации потоков грунтовых вод нужно рекомендовать именно период межени. Контрастность исследованного барьера, рассчитанная как соотноше-

ние содержаний компонентов в водах до и после барьера (табл. 1), составляет для концентрирующихся элементов S_{Al}~12-10, S_{Ca}~8-4, S_{Fe}~6-4, S_{Mn}~4-3, S_S~2-1,5; для слабо концентрирующихся элементов $S_{Cl, K, Na}$ ~1,5-0,8, для не концентрирующихся S_{Si}~1-0,3

Таким образом, в исследованном низинном болоте формируется комплексный ландшафтно-геохимический барьер. Для Si, Al, Ti, Na, K – элементов, поступающих преимущественно с поверхностным стоком и накапливающихся на поверхности болота благодаря действию механического барьера, в результате растворения минеральных примесей, сорбции торфами и фильтрации растворов характерно монотонное уменьшение содержания по мере удаления от склонов моренной гряды. Для Ca, Mg, S, Fe и Mn ведущим фактором распределения содержания в низинных торфах является миграция с грунтовыми водами. Под действием фильтрации и сорбции их содержание в торфах отчетливо фиксируют зону разгрузки грунтовых вод. Комплексный барьер за время формирования в голоцене недосыщен по всем элементам и ожидать минерализацию на исследованном низинном болоте маловероятно.

Литература

1. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафтов. М.: «Астрея-2000», 1999. 768 с.

2. Труды национального парка «Валдайский». Вып.1. СПб.: ФГУ «Национальный парк «Валдайский»», 2010. 430 с.

3. Сысуев В.В. Ландшафтно-геохимические черты верхового болота // Вестник Московского университета. Серия 5. География. 1973. № 2. С. 57-61.

4. Сысуев В.В. Ландшафтно-геохимические процессы в голоцене (Реконструкция по отложениям низинного болота) // Почвоведение. 1980. № 5. С. 71–81.

УДК 550.42

ГЕОХИМИЯ КРИОГЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ ЗОЛОТОРУДНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ БАЙКАЛЬСКОЙ РИФТОВОЙ ЗОНЫ

Тайсаев Т.Т.

Бурятский государственный университет, Улан-Удэ, e-mail: taisaev@bsu.ru

Концепция В.И. Вернадского об организованной биосфере основана на биогеохимических циклах и связана с планетарной ролью живого вещества. Суммарный геохимический эффект деятельности живого вещества за геологическое время огромен. Это положение А.И. Перельман [1] назвал законом Вернадского: миграция химических элементов осуществляется при участии живого вещества (биогенная миграция). Она протекает в среде, геохимические особенности которой (O_2, CO_2, H_2S и т.д.) обусловлены живым веществом настоящего времени и в биосфере в течение геологической истории. В.И. Вернадский опередил рождение современной синергетической парадигмы естествознания – концепции самоорганизации нелинейных динамических объектов, обладающих качеством сложного [2].

В автоматическом процессе самоорганизации образуются и выживают системы – минералы, горные породы и живые организмы, экосистемы, наиболее энергетически выгодные с точки зрения адаптации всего комплекса, сообщества и отдельных организмов. Биосфера в целом и различные его компоненты, живые и неживые, существуют в сильно неравновесных условиях – в целом жизнь представляется перед нами как высшее явление происходящих в природе процессов организации.

Экосистемы Байкальских рифтовых впадин как самоорганизующихся и саморазвивающихся систем подчиняются законам неравновесной термодинамики. Активное формирование рифтовой системы происходило в течение последних 3-4 млн лет. Оно отражается системой активных современных разломов, сильными землетрясениями, повышенным тепловым потоком, глубоким расчленением рельефа, вскрытием рудных месторождений, формированием россыпей и геохимических аномалий. Многократные оледенения и межледниковья оказали большое влияние на формирование экосистемы и развитие жизни.

Горные ледники. Горные ледники – активный рельефо- и ландшафтообразующий фактор высокогорий, где биологический круговорот элементов протекает под влиянием криогенных процессов, ультрафиолетовой радиации и участия талых вод. Гольцовые ландшафты расчлененных альпинотипных и плосковершинных высокогорий возникли на разнообразных геологических, чисто рудоносных формациях и рудных ландшафтах. Ледники создали исходный каркас рельефа: кары, троги, котловины выпахивания и подпрудные плотины для развития каскадных ландшафтно-геохимических систем (КЛГС), объединенные потоками рассеяния элементов и минералов. КЛГС рудных и рудоносных формаций отличаются усилением биогеохимических процессов в долинных ландшафтах.

В Байкальской рифтовой системе характерны ландшафты новейших зон разломов с разгрузкой подземных вод и газов. Здесь происходит передача глубинной информации, вещества и энергии, обеспечивающих высокую продуктивность экосистем дельт рек Селенги, Баргузина и Верхней Ангары, где формируются селенгинская, посольская, чивыркуйская и северобайкальская расы омуля. Такие экосистемы дельт обеспечивают устойчивое развитие экосистем Байкала и чистоту байкальской воды.

Экосистемы Байкала и Байкальского региона отражают основной закон самоорганизации геохимического ландшафта А.И. Перельмана: степень самоорганизации тем больше, чем больше в системе живого вещества, больше его ежегодная продукция,

энергичнее биологический круговорот атомов. Высокий уровень самоорганизации экосистем Байкала и Байкальского региона, особенно рудных месторождений отражаются богатым видовым разнообразием фауны и флоры. Озеро Байкал – уникальный центр видо- и биоразнообразия в Евразии. Байкал как самоорганизующая система обладает показателями кибернетической системы – свойствами гомеостаза, связанного обратными отрицательными – биотическими и биокосными связями.

В Байкальской рифтовой зоне одним из основных источников рудного и россыпного золота в криолитозоне являются Ирокиндинское и Пионерское месторождения золото-кварцевой малосульфидной формации. Месторождения расположены в гольцовых и гольцово-таежных ландшафтах расчлененных высоких и средних гор Забайкалья и восточного Саяна. Мощность криолитозоны достигает 300-500 м. Золото-кварцевые жилы локализуются в зонах разломов среди плагиогранитов и кристаллических сланцев архея-протерозоя. В кварце преобладает крупное (класс – 2,0 + 0,1 мм) золото. Содержание сульфидов (пирит, халькопирит, сфалерит), теллуридов и сульфосолей в рудах равно 0,1–0,5%. В пирите, галените и халькопирите содержится до 100-300 г/т золота.

В криолитозоне золоторудных полей формируются солевые ореолы [4]. В криогенных системах развиваются взаимосвязанные физико-механические, физико-химические и биогенные процессы миграции золота при выветривании золото-кварцевых жил с формированием россыпей. Выделяется сопряженный ряд элювиальных, склоновых и аллювиальных россыпей. В каровых и подпрудных ледниковых озерах формируются золотоносные илы. На водоразделах гольцов золото извлекается из лишайников на золотоносных глыбах. Содержание золота в лишайниках достигает 1–3 г/т. Золото накапливается в снежном покрове – сорбционном криогенном барьере и в талых водах, участвующих в формировании механических суффозионных ореолов золота. Граница курумового склона – подножие (озеро) представляет механический барьер, на котором из склоновых вод удаляется основное количество взвеси рудного золота. Так образуются суффозионные ореолы золота и золотоносные озерные илы. Активный суффозионный вынос тонкого золота из жил на склоне усиливает остаточную концентрацию крупного золота над его выходами. Часто на месте каровых и подпрудных озер образуются луга и пастбища с торфяниками с повышенным содержанием золота.

По А.И. Перельману, золото входит в группу энергичных водных мигрантов вместе с Ca, Na, Mg, F, Sr, Zn, U, Mo, Se. В озерных илах, суффозионных выносах и почвах характерны солевые аномалии этих элементов. С растворимыми формами связано биогенное и сорбционное накопление золота. Растительность гольцовой зоны активно поглощает золото. Коэффициенты биологического поглощения золота (A_{Au}) в гольцах на днище кара колеблются от 50 до 500 в ягеле и мху, от 100 до 1000 в ернике, смородине, рододендроне, а в подгольцовой тайге в подножии курумовых склонов – от 10 до 100 в коре лиственницы, в ветвях кедрового стланика и ерника. Такое заметное различие A_{Au} в гольцах и тайге, возможно, отражает интенсивность криогенной мобилизации и концентрации растворенного золота в растениях высокогорных гольцов в условиях повышенного ультрафиолетового излучения. Золото активно поглощается ерником, смородиной и лиственницей (A_{Au} = 500–1000), выросших на отвалах горных выработок и хвостохранилищах золотоизвлекающей фабрики. Золото хорошо сорбируют железистые осадки болот, торфяники, озерные илы и илы суффозионных выносов. Таким образом, в подножии курумовых склонов и в карах возникают совмещенные геохимические барьеры: механические, сорбционные, глеевые, биогенные концентрации золота.

Пионерское месторождение. Пионерское месторождение расположено в Урик-Китойской золоторудной зоне Восточного Саяна в гнейсо-гранитах Гарганской глыбы [5, 6]. В этой зоне выявлены Водораздельные, Самартинские, Гранитные месторожде-

ния. Пионерское месторождение находится в высокогорной (2300-2530 м) зоне в ледниковом каре. Здесь в 1954 г. геологу В.Ф. Рубцову охотник сойот показал богатую жилу на стенке ледникового кара. Содержание золота в пробах кварцевой жилы достигало ураганных показателей от 3,8 до 20,2 кг/т. Рудные тела месторождения приурочены к зонам рассланцевания гнейсогранитов. Закартировано более 20 жил, из которых разведаны только 3 жилы. Руды легко обогатимы. Самородное золото в кварце и пирите крупное (85-90%) с низким содержанием сульфидов – 2,5%.

Ирокиндинское месторождение. Ирокиндинское жильное золото-кварцевое месторождение расположено в криолитозоне на севере Забайкалья в сейсмически активной зоне с сильными землетрясениями. Жилы выявлены на выступе Муйской глыбы – основной структуры золоторудного района. Рудные тела приурочены к системам трещин. Руды месторождения кварцевые, убого сульфидные (галенит и пирит) с редкими включениями сфалерита, халькопирита, блеклой руды и самородного золота. Распределение золота в рудах неравномерное, с содержанием от следов до1000 г и выше. Размер золотин 1-2 мм, редко 1-2 см. Ярко желтое золото имеет пробу 800-900. В Ирокиндинском рудном поле выявлено 150 жил с весовым содержанием золота [5]. На месторождении с 1975 по 1988 гг. добыто 763 тыс. руды и 2,7 у.е. золота. Добыча золота на месторождении растет и достигла 2,4-2,5 в год.

Литература

1. Перельман А.И. Геохимия. М.: Высшая школа, 1989. 528 с.

2. Николис Г., Пригожин И. Самоорганизация в неравновесных системах. М.: Мир, 1979. 512 с.

3. Перельман А.И. Геохимический ландшафт как самоорганизующая система // Вестник МГУ. Сер. 5. Геогр. 1995. № 4. С. 10-17.

4. Мельников П.И., Иванов О.П., Макаров В.Н. и др. Криогенные системы некоторых золото-кварцевых месторождений // ДАН. 1991. Т. 317. № 2. С. 440-443.

5. Золото Бурятии. Кн. 1. Улан-Удэ: Изд.-во Бурятского научного центра СО РАН, 2004. 515 с.

6. Тайсаев Т.Т. Криогенные системы некоторых золото-кварцевых месторождений // ДАН. 1991. Т. 317. № 2. С.440-443.

УДК 551.578.46:504.4:728.1

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ГОРОДСКИХ ЛАНДШАФТОВ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ ПО ДАННЫМ ИЗУЧЕНИЯ СНЕЖНОГО ПОКРОВА

Таловская А.В., Язиков Е.Г., Литау В.В., Филимоненко Е.А., Самохина Н.П.
Томский политехнический университет, Томск, e-mail: talovskaj@yandex.ru

Выявление геохимических особенностей городских ландшафтов является необходимым для оценки загрязнения окружающей среды. Геохимии ландшафтов, основанная на идеях В.И. Вернадского, Б.Б. Полынова, А.И. Перельмана, М.А. Глазовской и др., играет важную роль в решении данных вопросов. Многие исследователи изучают состав снежного покрова, поскольку он является идеальной средой для выявления атмогеохимических аномалий на территории городских ландшафтов [1-3]. В настоящее время существует дефицит геохимических данных, характеризующих аэротехногенную нагрузку на некоторые крупные промышленно-селитебные агломерации Западной Сибири по единой методике отбора, подготовки проб снежного покрова, определения одного и того же спектра химических элементов современными методами анализа. Цель данной работы – определение современных геохимических особенностей крупных городских ландшафтов Западной Сибири, испытывающих воздействие предприятий различной специализации и объектов теплоэнергетики на основе изучения снежного покрова.

Пробы снежного покрова отбирались с 2007 по 2015 гг. на территории крупных промышленно-селитебных агломераций Западной Сибири, расположенных на расстоянии 100-800 км. На исследуемой территории в течение года преобладают ветры южного и юго-западного направлений. В Томской агломерации действуют газо-угольная ГРЭС-2 (уголь Кузнецкого бассейна), газовая ТЭЦ, предприятия строительной индустрии, машиностроения, пищевой промышленности и крупный нефтехимический комбинат. В г. Томске основные функциональные зоны промышленно-селитебные, а селитебные представлены смешанной высотной и среднеэтажной застройкой. В г. Томске отбор проб снежного покрова проводили по площади с шагом 500-700 м в 2007 г. По итогам площадной снегогеохимической съемки также проводили многолетний мониторинг (2009-2015 гг.) в наиболее техногенно-напряженных промышленных и промышленно-селитебных зонах.

Омская агломерация – одна из крупнейших агломераций Западной Сибири со сложной экологической обстановкой, обусловленной деятельностью одного из крупнейших в России нефтеперерабатывающего завода, химической и нефтехимической промышленности, предприятий машиностроения (моторостроения, ракетостроения, приборостроения), и объектов теплоэнергетики, использующих высокозольнистый экибастузский уголь. Кроме того, это город контрастов по типу застройки – есть районы с многоэтажными жилыми домами и отдельно обширные районы застройки домами частного сектора. В г. Омске отбор проводили по сети 1×1 км в 2013 г.

На территории Кемеровской области были выбраны две агломерации – г. Киселевск и г. Юрга. В г. Киселевске в 2007 г. проб отбирались в радиусе 350 м от близ примыкающих к селитебным районам угольного разреза Кузнецкого бассейна и шахты ОАО «Разрез шахты № 12» (в 2013 г. предприятие было закрыто). В г. Юрга в 2012 г. отбор проб выполняли на территории промышленного узла, где сосредоточены крупный машиностроительный завод, угольная ТЭЦ (уголь Кузнецкого бассейна), ферросплавный завод, завод абразивов и завод по выпуску каменной ваты.

В качестве региональной фоновой территории была выбрана территория, удаленная на 480 км от промышленных источников – Средний Васюган [3], признан ЮНЕ-

СКО фоновой зоной. Фоновые концентрации ртути были определены в пробах с территорий, удаленных на 80 км от городов. Отбор проб снежного покрова проводили методом шурфа на всю глубину, за исключением 5-смо слоя над почвой [1]. Вес каждой пробы – от 17 до 18 кг. Пробоподготовка включала таяние при комнатной температуре, фильтрацию, просушивание, просеивание (сито 1 мм) и взвешивание твердого осадка снега. Содержание 28 химических элементов в пробах твердого осадка снега и отходах некоторых производств определяли инструментальным нейтронно-активационным анализом (ИНАА) в аттестованной ядерно-геохимической лаборатории МИНОЦ «Урановая геология» на базе кафедры геоэкологии и геохимии ТПУ. Содержание ртути определялось методом беспламенной атомной абсорбции в учебно-научной лаборатории микроэлементного анализа. Всего отобрано и изучено 355 проб.

Техногенные геохимические аномалии в снежном покрове определяли по значениям коэффициентов концентрации (Кс), рассеяния элементов (Кр) и превышения выпадений над фоном (Kd). Общую геохимическую нагрузку на ландшафты оценивали двумя суммарными показателями –загрязнения (Zc) и нагрузки (Zd). По значению этих суммарных показателей определяли степень экологической опасности загрязнения ландшафтов изучаемыми элементами. Расчеты проводили по общеизвестным формулам [1-2].

Таблица

Геохимические особенности городских ландшафтов Западной Сибири

Город	Тип производства	Геохимические коэффициенты				
		Кс	Кр	Kd	Zc	Zd
Томск (169 проб)	Объекты ТЭК, нефтехимический комбинат, стройиндустрия и др.	$U_{13,8}Tb_{11,5}Yb_{9,5}La_9$ $Ba_{8,6}Ta_{8,1}As_{7,6}Sm_{7,6}$ $Ce_{5,2}Na_{4,5}Br_{4,2}Hg_{4,2}$ $Lu_{4,1}Sb_3Th_{2,3}Hf_{2,1}$ $Sr_{1,8}Ca_{1,5}$	$Au_{3.6}Rb_{1.2}Cr_{1.1}Cs_1$ $Eu_{0.9}Sc_{0.8}$	$U_{122}Tb_{104}Yb_{85}La_{79}$ $Ta_{71}Sm_{68}As_{67}Ba_{67}$ $Ce_{47}Na_{43}Lu_{37}Br_{35}Sb_{23}$ $Th_{21}Hf_{19}Sr_{13}Fe_{13.3}$ $Ca_{12.6}Co_{12}Sc_{11.5}Cr_{7.7}$	94	1005
Омск (168 проб)	Нефтепереработка, нефехимия, ТЭЦ машиностроение	$La_{30}As_{23}Yb_{22}Tb_{20}U_{16}$ $Sm_{12}Ba_9Sb_{3,7}Ba_{8,9}Ce_8Lu_{8,5}Ta_{7,6}Sb_{3,7}Sr_{2,8}$ $Sc_{2,7}Th_{2,6}Na_{2,5}Hf_{2,5}$ $Br_{2,4}Ca_{1,9}Cr_{1,9}Fe_{1,9}$ $Eu_{1,8}Hg_{1,5}$	$Au_{15,3}Rb_{2,8}Cs_2$	$La_{18500}Tb_{407}Yb_{416}$ $As_{340}U_{302}Sm_{247}Sb_{218}$ $Lu_{172}Ba_{172}Ta_{154}Ce_{145}$ $Hf_{63}Sr_{54}Th_{51}Sc_{52}Br_{43}$ $Eu_{25}Cr_{23}Na_{5,9}Ca_{3,6}$ $Fe_{3,7}Hg_{9,3}Rb_7$	162	21524
Киселевск (4 пробы)	Добыча угля	$As_{15}U_{14,3}Yb_{10,6}La_{10}$ $Sm_9Tb_9Ba_{7,6}Ta_{7,2}Lu_{5,3}$ $Ce_{4,7}Na_{3,7}Sr_{3,3}Hg_{2,5}$ $Th_{2,2}Hf_{2,3}Sb_{1,5}$	$Au_{4,1}Cr_{2,9}$ $Eu_{1,3}Cs_{1,3}$ $Rb_{1,1}Fe_{1,1}$ $Ca_{0,9}Sc_{0,9}$	$As_{37,9}U_{37}Yb_{27}La_{26}$ $Sm_{23}Tb_{23}Ba_{19,5}Ta_{18,5}$ $Lu_{13,6}Ce_{12}Na_{9,6}Sr_{8,5}$ $Th_{5,7}Hf_{5,8}$	91	268
Юрга (9 проб)	Машиностроение, ферросплавный завод, абразивный завод, ТЭЦ	$U_{25}Yb_{17}Tb_{16}La_{13,6}$ $Sm_{13}As_{13}Ta_{10,6}Ba_9Ce_8Lu_{6,9}Na_{6,2}Sr_{5,8}Th_4Sc_{3,7}$ $Hg_{3,5}Hf_{2,6}Rb_2Fe_2$	$Au_{28}Cr_{0,9}$ $Cs_{0,9}Sb_{0,8}$	$U_{503}Yb_{338}Tb_{335}La_{276}$ $As_{267}Sm_{263}Ta_{214}Ba_{191}$ $Ce_{164}Lu_{147}Sr_{118}Th_{81}$ $Hf_{53}Cs_{44}Rb_{42}Sc_{37}Hg_{31}$ $Br_{27}Eu_{28}Co_{26}Sb_{24}$ $Cr_{23}Na_{12,6}Fe_{4,2}$	146	3235

Анализ данных показал, что наблюдаются четкие геохимические особенности твердого осадка снега на территориях с различной промышленной специализацией (в рамках изучаемого спектра). В условиях г. Томска твердый осадок снега по сравнению с фоном обогащен большинством рассматриваемых элементов, для Eu, Cs, Cr, Sc, Rb и Au наблюдается деконцентрация (Кр=0,8÷3,6) (табл.). Наиболее интенсивно накапливаются элементы с высокой технофильностью [4] – U, Tb, Yb, La, Ba, Ta, As, Sm, Ce, Na, Br и Lu (Кс=4÷18), а также элемент максимального снижения технофильности – Hg (Кс=4), менее активно накапливаются Sb, Th, Hf, Sr, Ca, Fe и Co (Кс=1,2÷3). Наибольшее значе-

ние Kd (100÷122) характерно для U и Tb; для Na, As, Ba, Br, La, Sm, Ce, Tb, Lu, Ta значения Kd лежат в диапазоне 35÷79, и самые высокие значения для этих элементов были определены в промышленно-селитебных зонах, где находятся кирпичные заводы, ГРЭС-2 и в северо-восточной части города, где есть частный сектор, шпалопропиточный завод, завод резиновой обуви и фармзавод. Значительно меньший Kd (от 7 до 16) зафиксирован для Ca, Fe, Hg, Co, Cr, Sc, Sr, Rb, Cs, Eu. Наши многолетние исследования в промышленно-селитебной зоне, где расположена ГРЭС-2, показали снижение величины Kd от 2 до 11 раз для всех изучаемых элементов. В тоже время на протяжении периода наблюдения содержание As, U, Ba, Yb, Tb, La, Ta, Sm, Ce, Lu, Na, Sr, Hg превышало фон в среднем от 3 до 30 раз, а выпадение As, La, Sm, Tb, Yb, Ta и U – более чем в 100 раз, а Na, Ba, Ce, Lu – от 50 до 100 раз. В промышленно-селитебной зоне, где размещаются кирпичные заводы, существенных изменений по годам не выявлено. При этом значение Kd > 200 зафиксировано для Na, As, Ba, La, Ce, Sm, U, Lu, Tb, Yb, Ta, Kd от 100 до 200 – для Ca, Hf, Th, Kd от 50 до 100 – для Sc, Fe, Co, Rb, Eu, что можно объяснить высокими значениями пылевой нагрузки, формирующейся за счет выбросов заводов и погрузочно-разгрузочных работ.

Выявленные на основе анализа построенных геохимических карт атмогеохимические аномалии элементов в твердом осадке снега на территории города и наши многолетние наблюдения позволили установить некоторые источники поступления элементов: Na, редкоземельные элементы – продукты сжигания углей на ГРЭС-2 и в локальных котельных, деятельность кирпичных заводов; U, Hg, Ba и As – сжигание угля; Br – сжигание природного газа на ГРЭС-2, выбросы автотранспорта. Многолетние исследования в окрестностях нефтехимического комбината, расположенного в северной промышленной зоне, показали, что сжигание излишков газа на факелах является источником Br и Sb, и возможно, Hg. Элементный состав золы уноса с ГРЭС-2 и пыли из цехов кирпичного завода показал высокую сходимость с элементным составом проб твердого осадка снега в промышленно-селитебных зонах, где расположены эти предприятия. В районе ГРЭС-2 поступление этих элементов связано с содержанием в кузнецких углях радиоактивных, редких и редкоземельных элементов-примесей [5], а кирпичных заводов – типом используемого сырья – вскрышными породами россыпного цирконильменитового месторождения, содержащими минералы с редкоземельными элементами. Суммарный показатель загрязнения в среднем по городу составил 94 и оценивается как высокий (опасная экологическая ситуация). Также высокий уровень загрязнения приходится на промышленно-селитебные, селитебные и рекреационный зоны, за исключением северо-восточной части города – очень высокий уровень загрязнения и чрезвычайно опасная экологическая ситуация. Величина Zp распределена неравномерно – от 100 до 4700, но наиболее контрастные ореолы выделяются в промышленно-селитебной зоне с кирпичными заводами и ГРЭС-2. По итогам мониторинга в районах размещений данных объектов величина Zp изменяется от 4000 до 9000 и от 1000 до 3700 соответственно, что создает опасную экологическую ситуацию.

Техногенная геохимическая специализация твердого осадка снега территории г. Омска отражается в высоком накоплении относительно фона As, La, Tb, Yb (Кс=20÷30), Ce, Sm, Lu, Ta, U, Sm, Ta, Ba, Sb (Кс=4÷16) и меньших накоплениях Na, Ca, Fe, Br, Sr, Hf, Th, Hg (Кс=1,2÷3). Деконцентрация была выявлена для Cs, Au и Rb (Кр больше 0,8). Аномальные значения Kd (более 15 000) были определены для La, для As, Sb, Sm, Tb, Yb, U значение Kd изменяется от 200 до 420, для Ce, Ba, Ta – от 150 до 175, для Sc, Cr, Co, Br, Sr, Eu и Th – от 20 до 63. Контрастные аномалии изучаемых элементов образуются в промышленно-селитебных зонах. В г. Омске наиболее высокий уровень аккумуляции La, Tb, Yb и Ce в твердом осадке снега приурочен к территории нефтеперерабатывающего завода, нефтехимических предприятий и ТЭЦ в Советском округе. На нефтеперерабатывающих заводах г. Омска производятся и используются цеолит-

катализаторы, которые, вероятно, обогащены редкоземельными элементами. Дополнительным источником этих элементов может быть сжигание экибастузских углей на ТЭЦ. Исследования твердого осадка снега в окрестностях ТЭЦ-5, размещенной в другой части города, показало, что он обогащен As, La, Ce, Tb, Yb, Ta, U. В экибастузских углях данные элементы являются примесями [5]. Величина суммарного показателя загрязнения для г. Омска составляет 162, что показывает очень высокий уровень загрязнения и очень опасную для здоровья населения экологическую ситуацию. По величине Zc ландшафты города образуют следующий ряд: рекреационные зоны (Zc=203) > Советский район (Zc=189) > жилая застройка высокой этажности (Zc=175) > частный сектор (Zc=146) > промышленно-селитебная зона с ТЭЦ-5 (Zc=140) и с предприятиями машиностроения и химической промышленности Октябрьского района (Zc=137). Показатель Zd контрастно изменяется по площади, в среднем составляет 21524, и оценивается как чрезвычайно опасная экологическая ситуация. Максимумы Zd формируются в Советском районе за счет аномальных концентраций La, Tb, Yb и Ce, в Октябрьском промышленном узле и в зоне влияния ТЭЦ-5 за счет высокой пылевой нагрузки.

В твердом осадке снега из района воздействия угольного разреза и шахты, расположеных вблизи г. Киселевска, наиболее интенсивно аккумулируются As, Ba, Lu, La, Sm, Ce, Tb, Yb, Ta и U (Кс=5÷15), менее активно – Sr, Co, Th, Hf, Br и Hg (Кс=1,2÷3). Для Sb, Ca, Fe, Eu, Cs, Cr, Sc, Rb и Au наблюдается деконцентрация (Кр=0,8÷4,1). Наибольшее значение Kd (18÷40) характерно для U, As, Ba, La, Sm, Tb, Yb и Ta. По содержанию рассматриваемых элементов территория характеризуется высоким уровнем загрязнения с опасной экологической ситуацией, а по величине Zd – низким уровнем загрязнения. Источниками наиболее интенсивно накапливающихся элементов может являться угольная пыль и частицы вмещающих пород, поступающие во время пылевыделения, на разрезе за счет буровых, транспортных работ и ветровой эрозии бортов выработанного пространства участка, отвалов. Выше было отмечено, что угли Кузнецкого бассейна в своих примесях содержат радиоактивные, редкие и редкоземельные элементы.

По среднему содержанию в твердом осадке снега с окрестностей промышленной зоны г. Юрга наибольшим накоплением относительно фона отличаются U (Кс=24,8) и Sm, Yb, As, Tb, La (Кс=13÷15,8), менее интенсивно накапливаются Ce, Lu, Th, Ba, Sr, Sc, Ta, Na, Hg (Кс=3÷13) и Ca, Hf, Br, Rb, Fe, Co, Eu (Кс=1,2÷3). Деконцентрация выявлена для Cr, Au, Cs, и Sb. Наибольшее значение Kd (503) характерно для U; для La, Ta, Sm, Yb, As, Tb значение Kd варьирует от 200 до 350, для Ce, Lu, Ba, Sr – от 100 до 200, для Cr, Br, Cs, Ce, Sc, Rb, Co, Eu, Sb, Hg – от 20 до 50. Интересен факт, что типичные для выбрасываемой пыли предприятий машиностроения Cr и Sb [1] содержатся в пробах преимущественно на уровне фоновых значений. Однако в пробах, отобранных около абразивного и ферросплавного завода, содержание Cr и Sb превышает фон в 2 и 5 раз соответственно, и величина Kd составляет 8 и 16 соответственно. На территории изучаемой промышленной зоны выявлен очень высокий уровень загрязнения и очень опасная экологическая ситуация по величине Zc. Высокое загрязнение с опасной экологической ситуацией также характерно для изучаемой территории по величине Zd. Источниками изучаемых элементов может быть как сжигание кузнецкого угля, так и выбросы машиностроительного завода, ферросплавного и абразивного завода. На машзаводе и при производстве абразивных материалов возможно использование добавок, содержащих редкоземельные элементы.

Таким образом, для крупных промышленно-селитебных агломераций Западной Сибири были установлены индикаторные элементы (в рамках изученного спектра), отражающие геохимическую специализацию разнопрофильных промышленных производств.

Работа выполнена при частичной финансовой поддержке гранта РФФИ (№ 16-45-700184 р_а) и гранта компании BP (2016 г.).

Литература

1. Геохимия окружающей среды / Ю.Е. Сает, Б.А. Ревич, Е.П. Янин и др. М.: Недра, 1990. 335 с.

2. Касимов Н.С., Кошелева Н.Е., Власов Д.В., Терская Е.В. Геохимия снежного покрова в Восточном округе Москвы // Вестн. Моск. ун-та, сер. 5. География. № 4. 2012. С. 14-24.

3. Язиков Е.Г. Экогеохимия территорий Западной Сибири. Saarbrucken: LAP LAMBERT Academic Publisching GmbH £ Co. KG, Germany, 2011. 360 p.

4. Касимов Н.С., Власов Д.В. Технофильность химических элементов в начале XXI века // Вестн. Моск. ун-та сер. 5. География. № 1. 2012. С. 15-22.

5. Arbuzov S.I., Volostnov A.V., Rikhvanov L.P., Mezhibor A.M., Ilenok S.S. Geochemistry of radioactive elements (U, Th) in coal and peat of northern Asis (Siberia, Russian Far East, Kazakhastan, and Mongolia) // International Journal of Coal Geology. 2011. Vol. 86 (4).

УДК 631.47

ГЛОБАЛЬНОЕ ПОТЕПЛЕНИЕ И ЕГО ВЛИЯНИЕ НА ДИНАМИКУ ПРОДУКТИВНОСТИ ЕСТЕСТВЕННОЙ БИОТЫ И ГУМУСА В ПОЧВАХ РЕГИОНОВ ЮГА ВОЛЖСКОГО БАССЕЙНА

Тарко А.М.(1), Курбатова А.И.(2), Козлова Е.В.(2)

(1) *Вычислительный центр имени А.А. Дородницына РАН, Москва, e-mail: tarko328@mail.ru*

(2) *Российский университет дружбы народов, Москва, e-mail: kurbatova_ai@mail.ru, ekaterina.vi.ko@gmail.com*

Целью данной работы является математическое моделирование глобального цикла двуокиси углерода и определение роли биосферы в компенсации результатов влияния антропогенных выбросов CO_2 в атмосферу на глобальный климат, а также влияние потепления в регионах Астраханской области и примыкающих к ней.

Расчеты динамики биосферных процессов с учетом влияния хозяйственной деятельности для всего мира, стран и регионов были проведены с помощью пространственной математической модели глобального цикла углерода в системе атмосфера – экосистемы суши – океан [2, 3]. В модели территория всей планеты разделена на ячейки размером 0,5°x0,5° географической сетки (приблизительно 50x50 км). Предполагается, что в каждой ячейке суши находится растительность одного типа согласно мировой классификации [1]. Каждая ячейка характеризуется следующими переменными: количеством углерода в массе растительности и в массе мертвого органического вещества почвы (гумус и подстилка). Происходит обмен углеродом в форме CO_2 с атмосферой, общее количество углерода в которой также является переменной модели.

Модель описывает процессы роста и отмирания растительности, накопления и разложения гумуса в терминах обмена углеродом между атмосферой, растениями и гумусом почвы в каждой ячейке суши. Климат в ячейке характеризуется среднегодовой температурой воздуха у поверхности земли и количеством осадков за год. Значения температуры и осадков для каждой ячейки в зависимости от количества углерода в атмосфере (парниковый эффект) рассчитываются с помощью пространственной климатической модели общей циркуляции атмосферы и океана [2]. Модель была дополнена моделью цикла углерода в системе атмосфера – океан [4]. Предполагается, что в отсутствие антропогенных выбросов CO_2 в атмосферу количество углерода в системе атмосфера – растения – почва – океан постоянно и до начала антропогенных воздействий система находилась в состоянии равновесия.

В модели учитывается, что выбросы CO_2 в результате сжигания ископаемых органических топлив (каменный уголь, нефть, газ), в течение примерно двух недель перемешиваются в широтном направлении и далее в течение 2-3 месяцев в меридиональном. Поэтому каждая страна или регион (в нашем случае Астраханская и примыкающие к ней области и республики) испытывают действие изменения климата, зависящее от суммарных выбросов всех стран мира в течение года, но при этом определяемое географическим расположением, которое учитывается в применяемой пространственной модели мирового климата. Это обстоятельство определяет необходимость учитывать суммарные выбросы стран всего мира и применять пространственную модель климата для всей планеты [6].

Модель содержит более 100 тысяч дифференциальных уравнений и реализована на электро-вычислительной машине. Рассчитанные компьютерные карты годичной продукции растительности суши и количества углерода в мертвом органическом веществе почвы адекватно воспроизводят данные измерений.

При моделировании динамики биосферы с 1860 г. по 2100 г., был принят следующий базовый сценарий: антропогенное поступление CO_2 в атмосферу начинается в 1860 г., оно происходит в результате индустриальных выбросов CO_2 от сжигания ископаемых органических топлив [5], вырубки лесов и эрозии почв. После 2008 г. темпы роста индустриальных выбросов сохраняются такими же, какими были предыдущее десятилетие (1,62% в год). С 1950 г. по 2100 г. идет вырубка и последующее уничтожение тропических лесов. В этот период масса тропических лесов каждый год уменьшается на 0,6%, соответствующее количество CO_2 поступает в атмосферу. Эрозия почв связана, прежде всего, с сельскохозяйственной эксплуатацией земель, соответствующее количество CO_2 также поступает в атмосферу. Эрозия начинается в 1860 г. и составляет 0,15% в год. Территория вырубки и эрозии задается соответствующими пространственными распределениями для каждой ячейки модели.

Расчет динамики биосферных параметров на основе принятых допущений (базовый сценарий) показан на рис. 1. Видно, что происходил рост CO_2 в атмосфере, это способствовало увеличению продуктивности растительности суши и росту фитомассы растений.

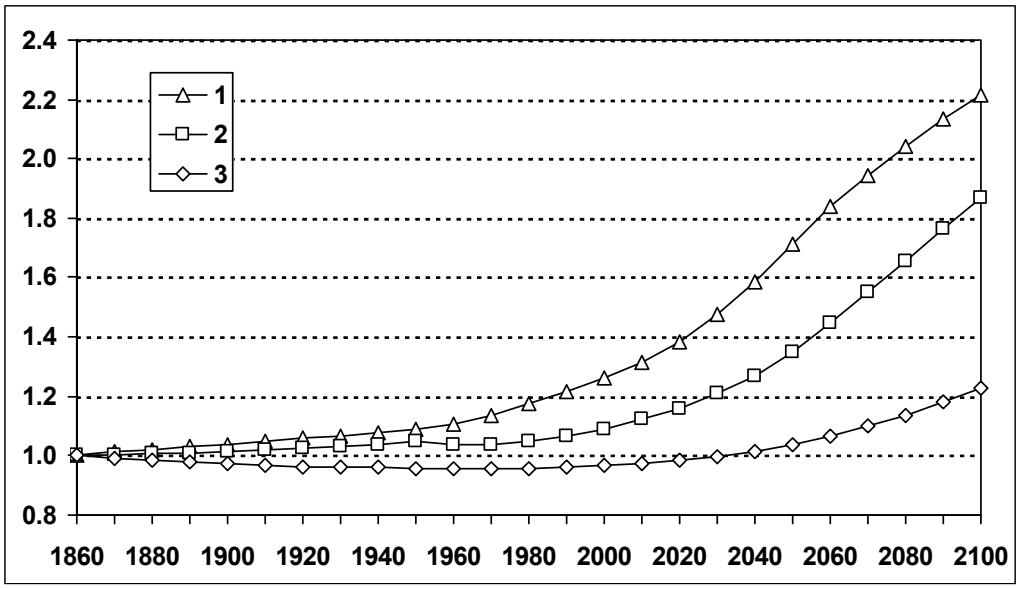


Рис. 1. Расчет динамики относительных значений углерода в атмосфере (1), в фитомассе растений (2), гумусе почв (3) в 1860–2100 гг.

Согласно расчету, к 2100 г. следует ожидать роста концентрации углекислого газа в атмосфере Земли в 2,2 раза и средней температуры атмосферы на 2,7° С по сравнению с их значениями в 1860 г.

Расчеты показывают, что в течение всего индустриального периода экосистемы средних и высоких широт Северного полушария поглощали CO_2, а в экваториальной – выделяли. Наибольшее поглощение происходило в широтах 53-65° с.ш. Северного полушария, где сосредоточено большое количество лесных экосистем.

В контексте региональных последствий глобального потепления был проведен анализ для нескольких регионов юга Волжского бассейна: Астраханская, Волгоградская, Самарская области, Дагестан, Казахстан, Калмыкия и Ставропольский край. Дополнительно были учтены субъекты Российской Федерации и Казахстан. В каждом регионе была дополнительно рассмотрена эрозия почв, связанная с неправильным землепользованием (изменения количества гумуса, связанные с влиянием глобального потепления на обменные процессы в почве для каждого региона планеты, рассчитываются, как обычно, в модели). Результаты расчетов с 2000 по 2060 гг. представлены на

рис. 2 и 3. На рис. 2 дан расчет первичной годичной продукции естественной биоты в процентах от величины 2000 г. Указанные проценты потерь продуктивности с большой точностью равняются расчетам потерь или приростов величин сельскохозяйственных урожайностей.

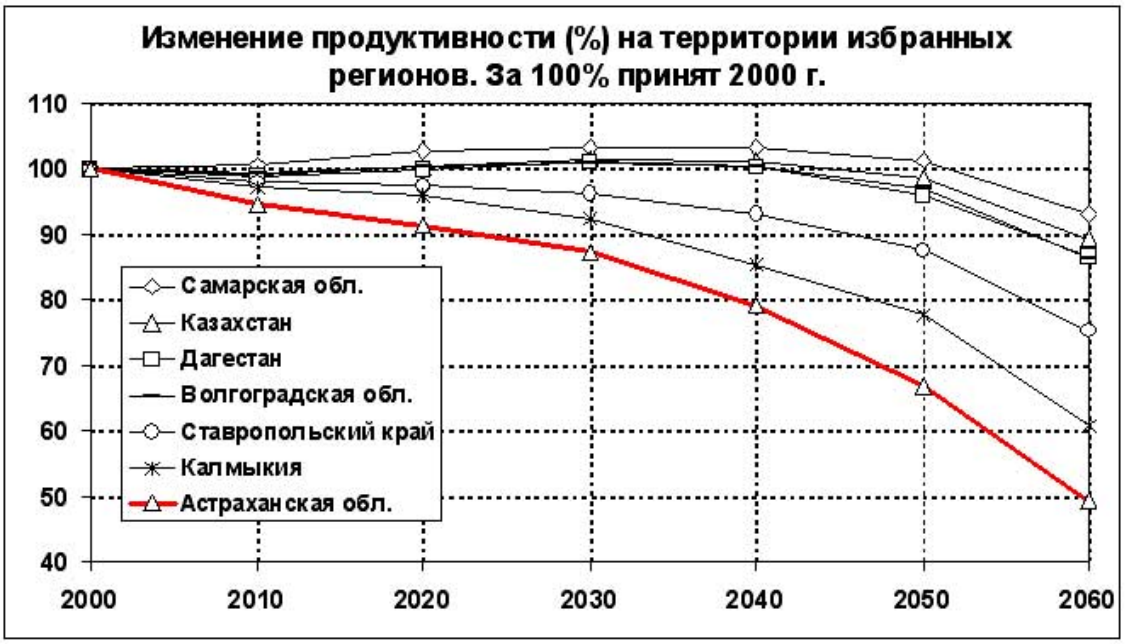


Рис. 2. Изменение продуктивности (%) на территории избранных регионов. За 100% принят 2000 г.

На рис. 3 представлен расчет величины гумуса почв в процентах от величины 2000 г. В данном случае также проценты потерь гумуса с большой точностью равняются расчетам потерь гумуса сельскохозяйственных территорий.

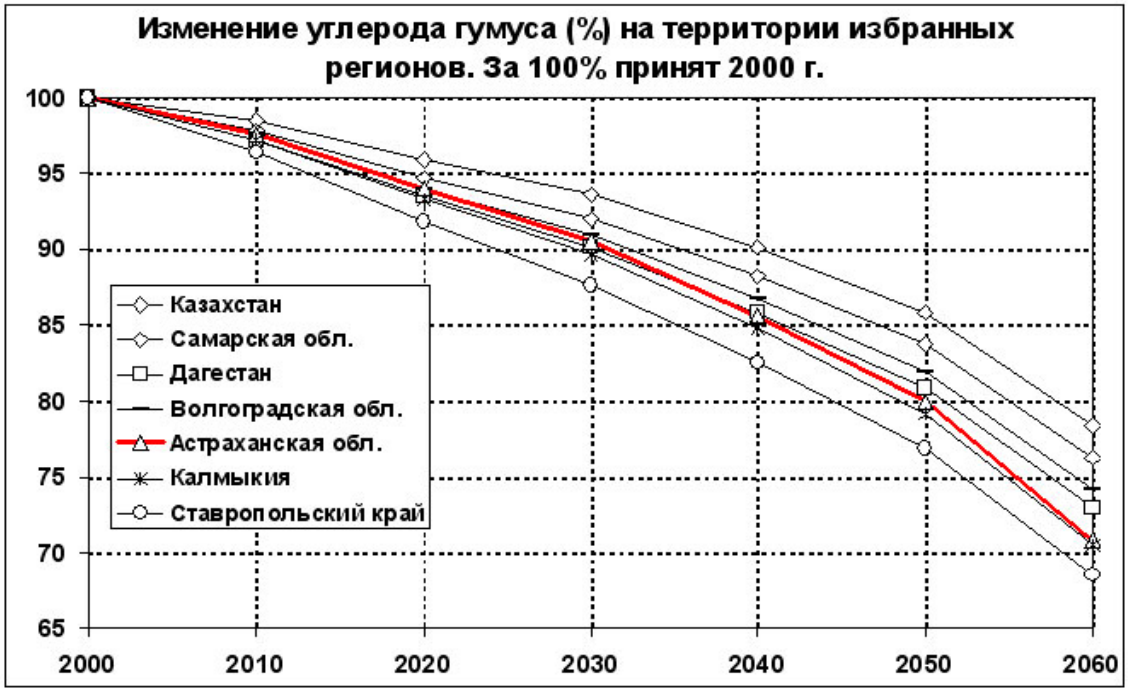


Рис. 3. Изменение углерода гумуса (%) на территории избранных регионов. За 100% принят 2000 г.

Анализируя полученные региональные расчеты, можно заключить, что Астраханская область занимает особое место среди других регионов. Расчет реального падения продуктивности в течение 2000-2010 гг. и прогнозируемое уменьшение продуктивности на ее территории в 2010-2060 гг. оказываются наибольшими среди других рассмотренных регионов. Уменьшение количества гумуса в почвах Астраханской области занимает среднее место в период 2000-2010 гг. но в течение 2010-2060 гг. спад количества гумуса занимает второе от конца место. Следует отметить, что указанные уменьшения в указанном регионе не означают, что в этой области происходит наибольшее уничтожение растительности или самое плохое землепользование. Поскольку для продуктивности рассматриваются два сильнодействующих процесса – уничтожение растительности и уменьшение продуктивности в связи с потеплением при падении количества осадков, то в дальнейшем следовало бы провести исследования, какой из процессов имеет большее значение. Так же для уменьшения гумуса – следовало бы провести исследование, взаимного действия потепления (смещающего точку максимума количества гумуса в области малых значений) и эрозии почвы, связанной с неправильным сельскохозяйственным землепользованием. Обе задачи могут быть решены в дальнейшем на рассматриваемой модели.

В работе на основе математического моделирования были оценены как возможный рост концентрации CO_2 в атмосфере на фоне поглощения биосферой и океаном излишков CO_2, так и последствия сокращения выбросов двуокиси углерода. Показано, что последнее позволит в небольшой степени уменьшить скорость роста двуокиси углерода в атмосфере. Можно надеяться, что предпринимаемые развитыми странами усилия по преобразованию экономики и увеличению эффективности расходования энергетических ресурсов позволят уменьшить их долю антропогенных воздействий на биосферу и климат без уменьшения уровня жизни населения этих стран. Однако пренебрежение процессами развития стран, находящихся за пределами «золотого миллиарда», может дать противоположный эффект – еще больший роста концентрации в атмосфере и дальнейшие нарушения климата и биосферы.

Литература

1. Базилевич Н.И., Родин Л.Е. Картосхемы продуктивности биологического круговорота главнейших типов растительности суши, // Изв. Всесоюзного Географического о-ва. 1967. Т. 99. № 3. С. 190-194.

2. Курбатова А.И., Тарко А.М. Динамика выбросов парниковых газов в странах мира // Вестник РУДН. Серия экология и безопасность жизнедеятельности. 2015. Вып. № 1. С. 117-124.

3. Пархоменко В.П. Верификация климатической модели. М.: ВЦ АН СССР, 1988. 34 с.

4.Тарко А.М. Антропогенные изменения глобальных биосферных процессов. Математическое моделирование. М.: Физматлит, 2005. 232 с.

5. Chan Y.H., Olson J.S., Emanuel W.R., Simulation of land-use patterns affecting the global carbon cycle, // Environmental Sciences Division. Publication N 1273, Oak Ridge National Laboratory, 1979. 173 pp.

6. Курбатова А.И., Тарко А.М. Calculation of the role of Indochina forest biogeocenoses in global warming // Люди. Наука. Инновации в новом тысячелетии. Сборник научных трудов Международной научно-практической конференции. Москва 21-25 ноября. 2015 г. в 2-х ч. М.: РУДН, 2015. С. 209-215.

7. Marland G., Boden T., and Andres B. Global CO_2 Global CO_2 Emissions from Fossil-Fuel Burning, Cement Manufacture, and Gas Flaring: 1751-2008. NDP-030. // Carbon Dioxide Information Analysis Center. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, 2010.

УДК 550.424:631.41(211.7)

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ КАПИЛЛЯРНОГО МЕХАНИЧЕСКОГО ГЕОХИМИЧЕСКОГО БАРЬЕРА В МЕРЗЛОТНЫХ ПОЧВАХ РАВНИННЫХ ТУНДР

Тентюков М.П.

Сыктывкарский государственный университет имени Питирима Сорокина, Сыктывкар, e-mail: tentukov@yandex.ru

1. Следует заметить, что процессы взаимодействия жидкости с твердой поверхностью, такие как адсорбция, адгезия, смачивание, капиллярное передвижение жидкости, исследуются уже давно. Однако об их роли в геохимическом барьерообразовании известно мало. Между тем капиллярное передвижение жидкости тесно связано с водопроницаемостью почв. Определяющими в этом являются размер и геометрия пор. Опытами обнаружено [1], что в тонкодисперсных породах одинакового гранулометрического состава, капиллярность зависит минералогического состава. Так в однородном слое из частиц 0,25 высота капиллярного поднятия закономерно изменялась в ряду: слюда > окатанный кварц > полевой шпат > остроугольный кварц. Большое влияние на высоту и скорость капиллярного поднятия оказывают структурно-текстурные особенности грунтов. Поскольку в монолитных (слитных почвах) грунтах капиллярное передвижение воды совершается беспрепятственно во всей толще грунта снизу вверх, можно предполагать, что в слоистых грунтах передвижение капиллярной влаги между отдельными почвенными слоями, различающихся порозностью и гранулометрическим составом, затрудняется наличием в зоне контакта некапиллярных пор.

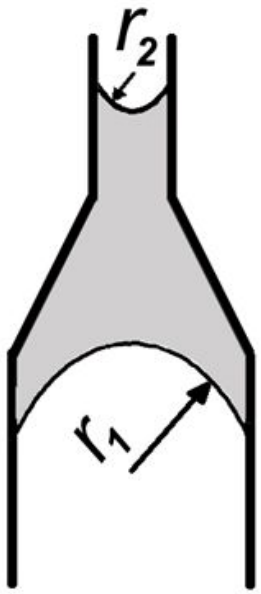


Рис. 1. Удержание капиллярной влаги в переходном капилляре

2. Наличие особенностей в распределении влаги в слоистых толщах впервые исследовал А.Ф. Лебедев [2]. Самый простой случай – когда имеется толща, сложенная из двух слоев. Верхний – образован мелкозернистыми тонкопористыми отложениями, а нижний – крупнозернистыми крупнопористыми наносами. Наблюдая за ходом кривой распределения влаги, исследователь заметил, что в тонкопористой толще ход кривой распределения влажности вначале постоянен, но затем влагоемкость начинает постепенно нарастать, достигая максимальных значений на границе контакта с крупнопористой толщей, ниже которой влагоемкость резко падает. При этом кривая распределения капиллярной влажности принимает форму, характерную для подпертой влаги, хотя никакой гидравлической связи подвешенной капиллярной влаги с капиллярной каймой грунтовых вод нет. Анализируя данное явление, А.Ф. Лебедев обратил внимание на то, что рост влагоемкости приурочен к границе контакта тонкозернистого слоя с крупнозернистым. Это позволило предположить, что на границе перехода в этой зоне имеет место расширение тонких капиллярных ходов, поскольку поры в нижнем слое крупнее, чем в верхнем. Тогда из-за различной кривизны менисков в переходных капиллярах, поверхностное давление у нижнего мениска, имеющего меньшую кривизну, больше, чем у верхнего (рис. 1), что служит своеобразным подпором, создающего условия формирования капиллярного механического барьера, удерживающего за счет действия капиллярных сил дополнительное количество подвешенной капиллярной влаги.

3. Капиллярный механический геохимический барьер в почвенном профиле, как правило, приурочен к зоне литологического контроля: мелко–крупнозернистый песок, суглинок–супесь. Возникает капиллярный механический геохимический барьер всякий

раз, когда мелкозернистый слой подстилается крупнозернистым, и никогда в обратном. Данный вид барьера чаще всего встречается в легких почвах, где слой сезонного промерзания почвы не смыкается с кровлей многолетней мерзлоты. Его формирование приурочено к слою подвешенной влагой, которая гидравлически не связана с капиллярной влагой, поэтому положение геохимического барьера не изменяется при колебаниях уровня грунтовых вод.

Исследовались особенности распределения элементов-примесей (ЭП) в песчаных тундровых почвах. Разрез Я91-4 (рис. 2), заложен на водораздельном гребне, разделяющем долины двух небольших ручьев. Растительный покров здесь образован карликовой березкой, багульником, толокнянкой, кустистыми лишайниками. Проективное покрытие разомкнутое и осложнено наличием пятен песчаных «раздувов» поверхности.

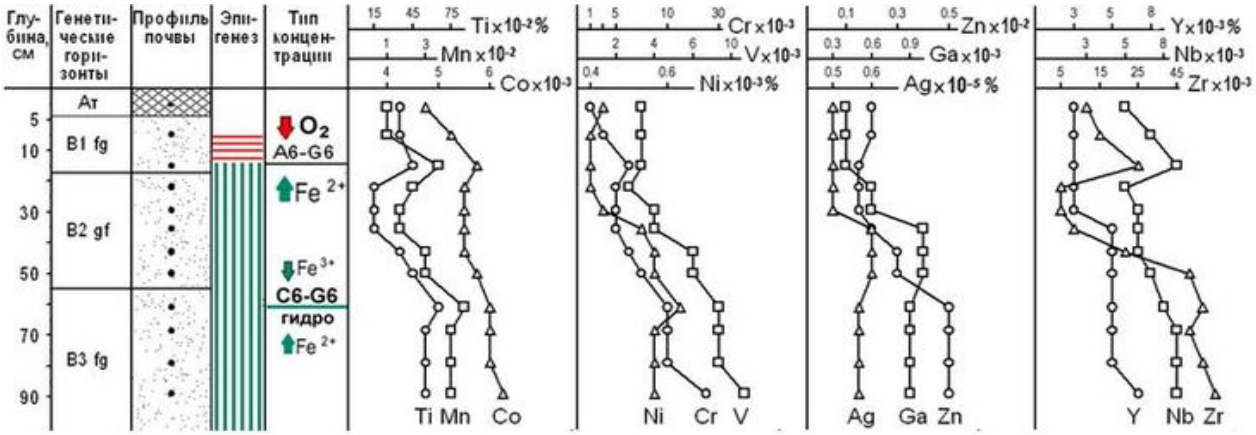


Рис. 2. Особенности накопления ЭП на капиллярном механическом геохимическом барьере (пояснение в тексте)

Разрез вскрыл песчаную толщу, в которой выявляются два охристых горизонта, отличающихся накоплением ЭП. В обоих горизонтах накапливаются Ti, Mn, Cr, Zr. Для Co, Cr, Nb регистрируется только один пик – верхний, хотя тенденция увеличения их содержаний в нижней части профиля сохраняется. Следует отметить, что в нижней части профиля, которая характеризуется оглеенностью, относительное увеличение содержания ЭП, приурочено к зоне литологического контроля (мелкозернистый–крупнозернистый галечниковый песок). Очевидно, что их водопроницаемость разная, поэтому своеобразная ступенчатость прироста содержания ЭП в нижней части профиля связана с разной степенью оглеения и усилением сорбционных процессов, обусловленных наличием капиллярного механического барьера.

4. Предполагается, что для сезонно промерзающих тундровых почв с легким механическим составом наличие подвешенной капиллярной влаги обеспечивает устойчивость геохимической аномалии ЭП на капиллярном механическом барьере, что позволяет использовать данный парагенезис химических элементов в качестве референтной группы при мониторинге загрязнения тундровых почв. Предположение основывается на следующем. Подвешенная капиллярная влага не связана гидравлически с капиллярной каймой грунтовых вод, поэтому ее положение не изменяется при колебаниях уровня грунтовых вод. Отмечается, что если почва сверху будет защищена от испарения, то такая подвешенная влага может сохраняться в почве неограниченно долго [3].

Литература

1. Охотин В.В. О передвижении парообразной воды в почвах в осенне-зимний период // Ученые записки ЛГУ. 1951. № 140. С. 257-264.

2. Лебедев А.Ф. Почвенные и грунтовые воды // М.-Л. Изд-во АН СССР, 1936. 315 с.

3. Роде А.А. Водные свойства почв и грунтов. М.: Изд-во АН СССР, 1955. 130 с.

УДК 631.4:631.125(470.312)

ЛАТЕРАЛЬНАЯ ДИФФЕРЕНЦИАЦИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И МЕТАЛЛОИДОВ В ГОРНОПРОМЫШЛЕННЫХ ЛАНДШАФТАХ БАССЕЙНА Р. СЕЛЕНГИ

Тимофеев И.В.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: vano-timofeev@yandex.ru

Введение. Горнопромышленный тип техногенеза, по недавним оценкам [1], входит в десятку крупнейших экологических проблем мира. Он проявляется в смене направленности и интенсивности процессов рельефообразования, изменении баланса эрозионно-аккумулятивных процессов, а также в вовлечении в миграционные потоки больших количеств поступающих в ландшафты тяжелых металлов и металлоидов (ТММ), что приводит к загрязнению почв, растений, поверхностных и подземных вод. Поэтому экологические последствия разработки месторождений цветных металлов и других полезных ископаемых активно изучаются в различных регионах мира [2-5].

Цель данной работы – определить условия миграции и оценить аккумуляцию ТММ в почвах катен горнопромышленных ландшафтов г. Закаменска (Республика Бурятия), где расположено крупнейшее месторождение вольфрама и молибдена, до 1997 г. разрабатываемое Джидинским вольфрамо-молибденовым комбинатом (ДВМК). Для достижения цели решались следующие задачи: 1) охарактеризовать условия формирования и локализацию педогеохимических аномалий в зоне влияния ДВМК; 2) выявить ведущие почвенно- и ландшафтно-геохимические факторы накопления ТММ в катенах и по их сочетанию диагностировать латеральные геохимические барьеры.

Объект исследования. *Природные условия.* Исследуемая территория площадью 45 км^2 приурочена к границе двух региональных геологических структур, представленных карбонатно-терригенными толщами нижнего палеозоя Джидинского синклинория и интрузивами гранитоидов Модонкульского массива с глубиной расчленения 300-400 м. Климат резко континентальный с холодной и малоснежной зимой и коротким теплым летом; годовое количество осадков 250-300 мм, ветер преимущественно западного и юго-западного направлений.

В автономных позициях и на крутых склонах развиты горные дерново-таежные и дерново-карбонатные почвы под лесной растительностью, представленной лиственницей сибирской и березой плосколистной с подлеском из рододендрона даурского, шиповника иглистого, голубики обыкновенной. В межкотловинных понижениях на нижних частях пологих склонов и долинах рек Модонкуль и Джида под антропогенно нарушенной луговой, лугово-болотной растительностью распространены дерновые лесные почвы, а под луговой с редкими ивняками – аллювиально-луговые.

Техногенное воздействие. Градообразующим предприятием в г. Закаменске с 1934 по 1997 гг. был Джидинский комбинат, где велась эксплуатация месторождений молибдена (Первомайское), вольфрама (Инкурское и Холтосонское рудные, Инкурское и Холтосонское россыпные) и золота (Мыргэншено, Ивановка). В результате его деятельности образовалось 3 хвостохранилища – Джидинское (насыпное), Барун-Нарынское (гидроотвал) и аварийное. Первые два с 2000-х гг. получили статус месторождений, т.к. содержат высокие концентрации W и Mo; в последнем в 2011 г. был проведен I этап рекультивации с перемещением материала в верхнюю часть Барун-Нарынского хвостохранилища. С 2010 г. компания ЗАО «Закаменск» начала добычу W-концентрата из Барун-Нарынского месторождения и складирование отходов в новое Зун-Нарынское хвостохранилище.

Методы и материалы исследований. Почвенно-геохимическая съемка г. Закаменска проводилась летом 2013 г., в ходе которой было заложено 8 катен с 31 почвен-

ным разрезом через долину р. Модонкуль на расстоянии 0,5-1,5 км друг от друга (рис. 1). Почвенные разрезы закладывались в четырех ландшафтно-геохимических позициях: элювиальной (Э) – вершины холмов с глубоким залеганием грунтовых вод и поступлением вещества из атмосферы; трансэлювиальной (ТЭ) – склоны долин рек; трансаккумулятивной (ТА) – нижние части склонов; супераквальной (СА) – участки средней и высокой поймы рр. Джида, Модонкуль, Зимка. Геохимические ландшафты выделены путем анализа цифровой модели рельефа исследуемых территорий [6].

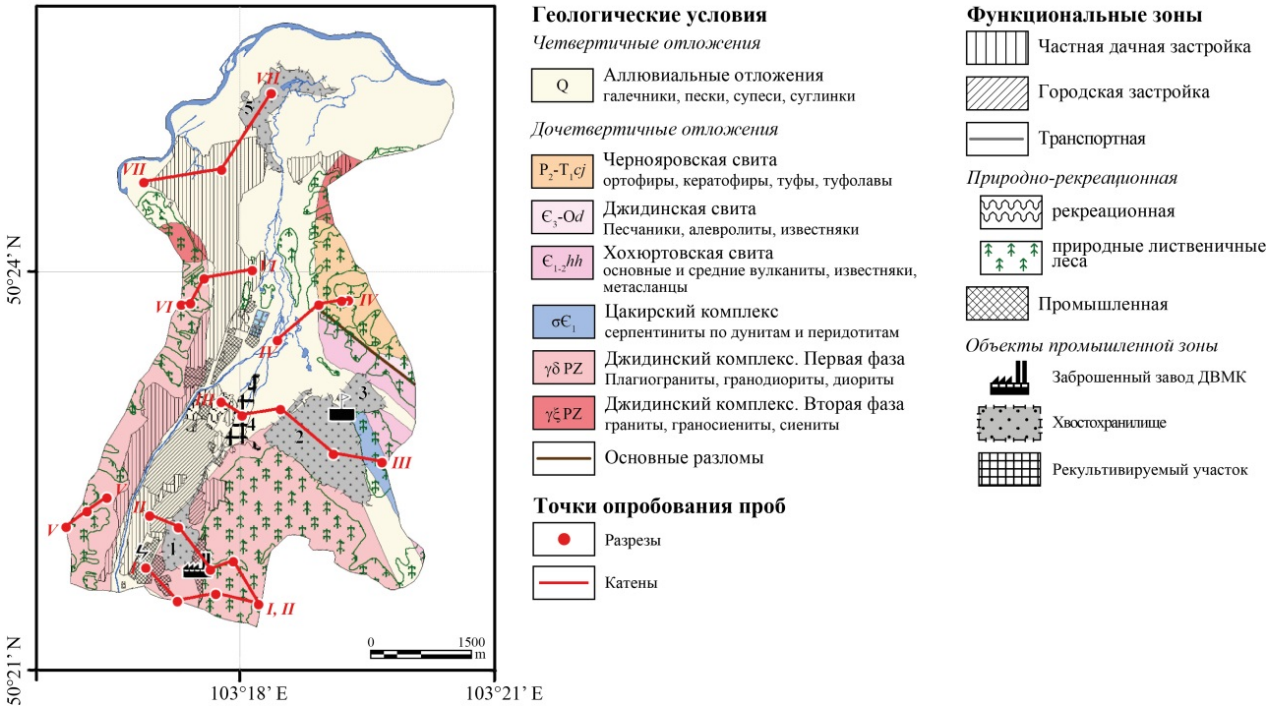


Рис. 1. Карта фактического материала. *Хвостохранилища: 1 – Джидинское; 2 – Барун-Нарынское; 3 – Зун-Нарынское; 4 – аварийное; 5 – Модонкульское техногенное месторождение*

Валовое содержание 54 ТММ в 98 образцах почв, отобранных из генетических горизонтов, определялось масс-спектральным и атомно-эмиссионным методами с индуктивно-связанной плазмой во ВНИИ минерального сырья им. Н.М. Федоровского. Для подробного анализа выбрано 16 приоритетных загрязнителей, обладающих высокой токсичностью для живых организмов и относящихся к I (Zn, As, Pb, Cd), II (Cr, Co, Ni, Cu, Mo, Sb), III (V, Sr, Ba, W) классам опасности, а также Sn и Bi.

Контрастность распределения ТММ в катенах характеризовалась коэффициентом латеральной дифференциации L, равным отношению средневзвешенных по почвенному профилю концентраций поллютантов в рассматриваемом ландшафте к автономному (элювиальному). В зависимости от его величины определялся вид латерально-миграционной дифференциации ТММ: 1) аккумулятивный ($L > 1,3$) – с концентрацией элементов в почвах подчиненных ландшафтов; 2) монотонный ($0,7 < L < 1,3$) – без существенных геохимических различий; 3) транзитный ($L < 0,7$) – с обеднением ТММ подчиненных ландшафтов относительно автономных [7, 8]. Имеющаяся классификация катен [7, 8] была дополнена: помимо выделенных ранее типов дифференциации выделены колоколообразный и волнообразный типы. Первый характеризуется накоплением ТММ в средней части катены, т.е. в трансэлювиальных и трансаккумулятивных позициях, второй – чередованием в катене высоких и низких значений коэффициентов L.

Результаты. *Латеральная дифференциация ТММ в почвах катен.* Расчет коэффициентов *L* ТММ в фоновой катене (табл. 1) показал, что распределение всех элементов, за исключением Bi, Sr, Zn, Cr и W, относится к транзитному типу. Это связано с природными условиями: почвы имеют малую мощность в результате формирования на кристаллических породах, обогащенных этими элементами; физико-химические свойства почв обладают довольно слабой вариабельностью в катене с коэффициентами вариации C_v=4-20%: пределы колебаний *pH* – 5,2-6,3, содержания физического песка 72,3-77,5%, глины 2,0-2,8%, Al_2O_3 – 12,2-16,5%, Fe_2O_3 – 6,1-9,4%. Распределение Bi равномерное, т.е. не зависит от геохимической позиции; Sr и Zn – колоколообразное, а Cr и W – волнообразное.

В результате активного техногенного воздействия латеральная миграция ТММ в условиях города приобрела совершенно иной характер (табл. 1). Халькофильные элементы Cu, Sb, Pb, Mo, W, Bi накапливаются в подчиненных позициях – трансаккумулятивных и супераквальных ландшафтах. Наибольшие значения коэффициентов латеральной дифференциации *L* характерны для рудных элементов Mo (*L*=47,3) и W (25,6) и их спутников Bi (35,3), Sb (14,6), Pb (10,8). Пары элементов Cr-Ni и Sr-Ba изменили транзитный тип распределения на колоколообразный, с накоплением в трансаккумулятивной позиции. Zn-Cd имеют волнообразный тип дифференциации. Это можно объяснить тем, что трансэлювиальные позиции занимает природно-рекреационная зона с лиственничными и березовыми лесами, где техногенное воздействие минимально. К трансаккумулятивной приурочены ДВМК и Джидинское хвостохранилище, которое оказывает активное воздействие на микроэлементный состав почв в результате процессов выветривания. В супераквальной располагаются завод «Литейщик», ТЭЦ и дорожно-транспортная сеть, влияние которых не столь значительно, как у ДВМК и мест складирования отходов. Пространственное распределение ассоциации V-Co и Sn в городе по сравнению с фоном никак не изменилось.

Таблица 1

Латеральная дифференциация фоновых и почв городских катен в зоне влияния ДВМК (по средневзвешенному в почвенном профиле содержанию ТММ)

Условия	Тип дифференциации почв катен по содержанию ТММ				
	Транзитный	Монотонный	Аккумулятивный	Колоколообразный	Волнообразный
Фоновые	Cu, As, Sb, Mo, Pb, *V*, *Co,* Ni, Ba, Cd, *Sn*	Bi	–	*Sr*, Zn	Cr, W
Городские	*V*, *Co*, *Sn*	As	Cu, Sb, Mo, Pb, Bi, W	Cr, Ni, *Sr*, Ba	Zn, Cd

Курсивом выделены элементы, имеющие одинаковую латерально-миграционную дифференциацию в фоновых и городских почвах

Диагностика латеральных геохимических барьеров. Ведущие природные и антропогенные факторы, обусловливающие пространственные различия в уровнях содержания ТММ в почвах катен, выявлены путем многофакторного регрессионного анализа. Рассмотрено влияние следующих факторов: (1) функционального назначения городских территорий, которое отражает антропогенную нагрузку на ландшафты; (2) почвообразующей породы, определяющей природную геохимическую неоднородность почв; (3) геохимической позиции элементарного ландшафта; (4-10) физико-химических свойств почв, влияющих на миграционную способность элементов: реакции среды, содержания гумуса и оксидов Al, Fe, Mn, гранулометрического состава (количества физической песка и илистой фракции).

Установлено, что концентрации всех элементов, за исключением Zn и Cd, пространственное распределение которых определяется геохимической позицией, зависят

от физико-химических свойств почв (табл. 2). Наиболее значимым фактором оказалось содержание физического песка (частиц размером > 0,01 мм): при увеличении его количества повышается содержание Cr, Ni, Cu, W, Pb, Bi. Это объясняется антропогенным происхождением этой фракции: при извлечении полезной компоненты исходная порода, обогащенная этими элементами, дробится на частицы размером 0,07 мм и менее, в результате чего поллютанты с пылью поступают в атмосферу, а при ее выпадении загрязняют почвы. Вторичное воздействие возникает в результате латеральной миграции ТММ из хвостохранилищ при их химическом и физическом выветривании. Таким образом, в пределах города, расположенного в супераквальных и трансаккумулятивных позициях, формируется новый класс техногенных латеральных геохимических барьеров (ЛГХБ) – технологический, на котором накапливаются валовые формы ТММ.

Таблица 2

Влияние природных и антропогенных факторов на латеральное распределение ТММ в почвах катен зоны влияния ДВМК

Фактор	Cr	Ni	Cu	W	Pb	Bi	As	Sr	V	Co	Ba	Mo	Sb	Sn	Zn	Cd
Функ.зона										3						
Геология																
Г/х позиция							3		3						1	1
Al_2O_3		3-					2+						1-			
MnO	2-	2-								2+	1+, 3+	1-				2-
Fe_2O_3			2+					2+	1+, 2+, 3+	1+					2-	
Гумус					2+									1+		
pH		2+						2-							3-	
Физ.песок	1+, 3+	1+	1+	1+	1+	1+							2+			
Физ.глина	2+				2-		1-	1-	4+	2+	2-				2-	

Примечание: ранги от 1 до 4 показывают уменьшение значимости фактора, а знак «**+**» или «-» – прямую или обратную связь соответственно; для качественных факторов характер связи не определялся

Содержание As и Sr имеет обратную связь с содержанием физической глины (r = – 0,88). Поскольку при уменьшении содержания физической глины происходит увеличение содержания физического песка, то эти два элемента также можно отнести к группе осаждающихся на технологическом ЛГХБ.

V, Co и Ba осаждаются на хемосорбционном барьере (HS), который диагностируется по наличию прямой зависимости между содержанием этих металлов и оксидов Fe, Mn и Al. Органоминеральный барьер определяется положительной связью концентраций Sn с органическим веществом. Для Mo и Sb установлена обратная связь с содержанием оксида Mn и Al соответственно, что свидетельствует о формировании глеевого барьера в условиях повышенного увлажнения и переходе окисной формы Mn^{3+} и Al^{3+} в менее подвижную закисную – Mn^{2+} и Al^{2+}.

Выводы. В городских катенах выделены два новых типа латерального распределения ТММ – колоколообразный, с максимумом в ТЭ и ТА ландшафтах; и волнообразный, с чередованием больших и малых значений *L*. В результате техногенного воздействия произошла смена типа распределения Cu, Sb, Mo, Pb, Bi –с транзитного и монотонного в фоновых условиях на аккумулятивный – в пределах города, а Cr-Co-Ni – с транзитного на колоколообразный.

В зоне влияния ДВМК при извлечении полезных компонентов сформировался новый класс седиментационного техногенного барьера – технологический, на котором при увеличении содержания физического песка и глины соответственно происходит осаждение рудных элементов (W) и их спутников (Cu, Pb, Bi, As, Sr, Cr, Ni). Остальные

элементы осаждаются на хемосорбционном (V, Co, Ba), органоминеральном (Sn), глеевом (Mo, Sb) барьерах. Дифференциация Zn и Cd определяется геохимической позицией ландшафта.

Литература

1. Ericson B., Hanrahan D., Kong V. The World's Worst Pollution Problems: The Top Ten of the Toxic Twenty. New York: Blacksmith Institute, 2014. 72 p.

2. Авессаломова И.А. Ландшафтно-функциональные карты при изучении геохимических аномалий в городе // Вестник Моск. ун-та. Серия 5. География. 1986. № 5. С. 88-94.

3. Bech J. et al. Arsenic and heavy metal contamination of soil and vegetation around a copper mine in Northern Peru // Sci. Total Environ. 1997. Vol. 203. N 1. P. 83-91.

4. Meza-Figueroa D. et al. The impact of unconfined mine tailings in residential areas from a mining town in a semi-arid environment: Nacozari, Sonora, Mexico // Chemosphere. 2009. Vol. 77. N 1. P. 140-147.

5. Moreno Brotons J. et al. Wind Erosion on Mining Waste in Southeast Spain // L. Degrad. Dev. 2010. Vol. 21. P. 196-209.

6. Хайбрахманов Т.С., Тимофеев И.В., Кошелева Н.Е. Опыт построения карты родов элементарных ландшафтов на основе ЦМР для территории г. Закаменска (Бурятия) // Геоинформационное картографирование в регионах России: мат-лы VII Всеросс. научно-практ. конф. Воронеж: Научная книга, 2015. С. 148-152.

7. Гаврилова И.П., Касимов Н.С. Практикум по геохимии ландшафта. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1989. 73 с.

8. Касимов Н.С., Самонова О.А. Катенарная ландшафтно-геохимическая дифференциация // География, общество, окружающая среда. Том II. Функционирование и современное состояние ландшафтов. М.: Городец, 2004. С. 479-489.

УДК: 911.2:550.461

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ВОДЕ РЕК КРЫМСКОГО ПОЛУОСТРОВА

Ткаченко А.Н., Билык М.А., Ткаченко О.В., Малыгин Е.В.
МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: TkachenkoMSU@yandex.ru

Крымский полуостров – вододефицитный район с высокой степенью сельскохозяйственного и промышленного освоения, из-за чего стоит острая проблема орошения полей и снабжения населения качественной питьевой водой. Аквальные ландшафты рек, являясь конечными звеньями каскадных ландшафтно-геохимических систем [1, 2], аккумулируют большое количество поступающих с водосборов терригенных материалов, в том числе загрязняющих веществ. Это определяет актуальность и практическую значимость изучения эколого-геохимического состояния поверхностных вод полуострова.

В основу работы положены данные о содержании тяжелых металлов в воде крупнейших рек Крымского полуострова – Салгира, Бельбека, Качи и Альмы, полученные в ходе экспедиционных исследований 2015 г., проводимых в рамках Комплексной Крымской экспедиции Русского Географического Общества. В ходе работ было опробовано 70 точек на различных участках рек, а также в их притоках.

В целом, реки Крыма отличаются низкими концентрациями тяжелых металлов в воде (рис. 1). Содержания большинства металлов (Fe, Cd, Cu, Ni) ниже средних данных для рек мира [3]. Наиболее близки к среднемировым оценкам воды реки Салгир, в то время как в реке Бельбек отмечается минимальные содержания всех исследованных тяжелых металлов.

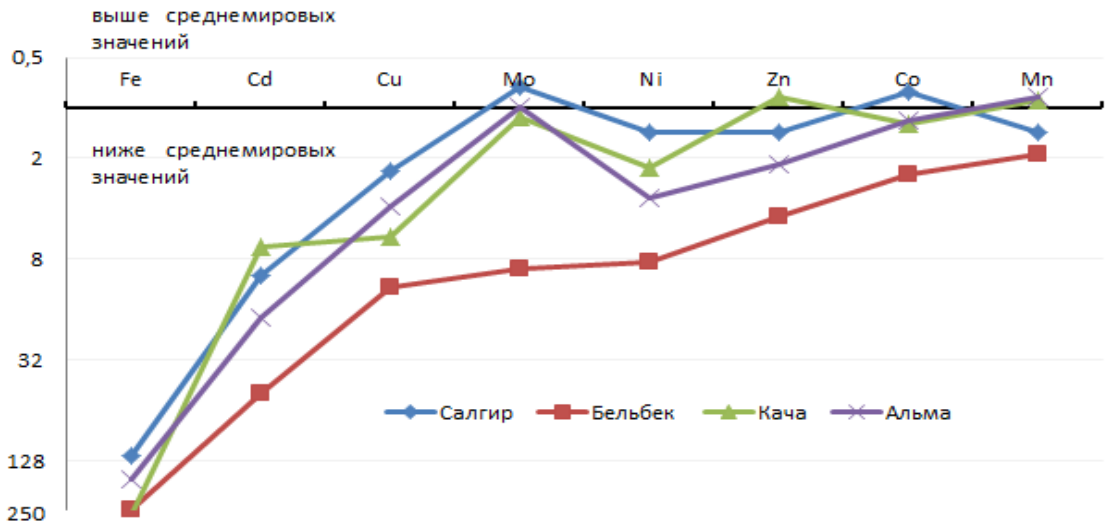


Рис. 1. Содержания тяжелых металлов в воде рек Крымского полуострова относительно их средних концентраций в реках мира

Для речных вод Крыма характерна высокая щелочность (pH=7,6-9) и преобладание окислительных обстановок, что, по-видимому, обуславливает пониженные концентрации ТМ в растворенной форме. Превышения над среднемировыми значениями встречаются достаточно локально по Mn, Mo, Ni, Zn, Co, Cu и связаны как с природными геохимическими аномалиями, например, выходами вулканогенно-осадочных обогащенных микроэлементами пород, так и, в большей степени, с антропогенным влиянием [4]. Все превышения приурочены к локальным источникам загрязнения – населенным пунктам, кладбищам, сельскохозяйственным угодьям. Особенно значительно это

влияние проявляется в реке Салгир, на которой расположен город Симферополь. Ниже города наблюдается рост концентраций всех исследованных тяжелых металлов. Наиболее сильно возрастают концентрации Mo (2 мкг/л), Mn (17 мкг/л), Zn (17 мкг/л), Cu (1,6 мкг/л) и Co (0,3 мкг/л).

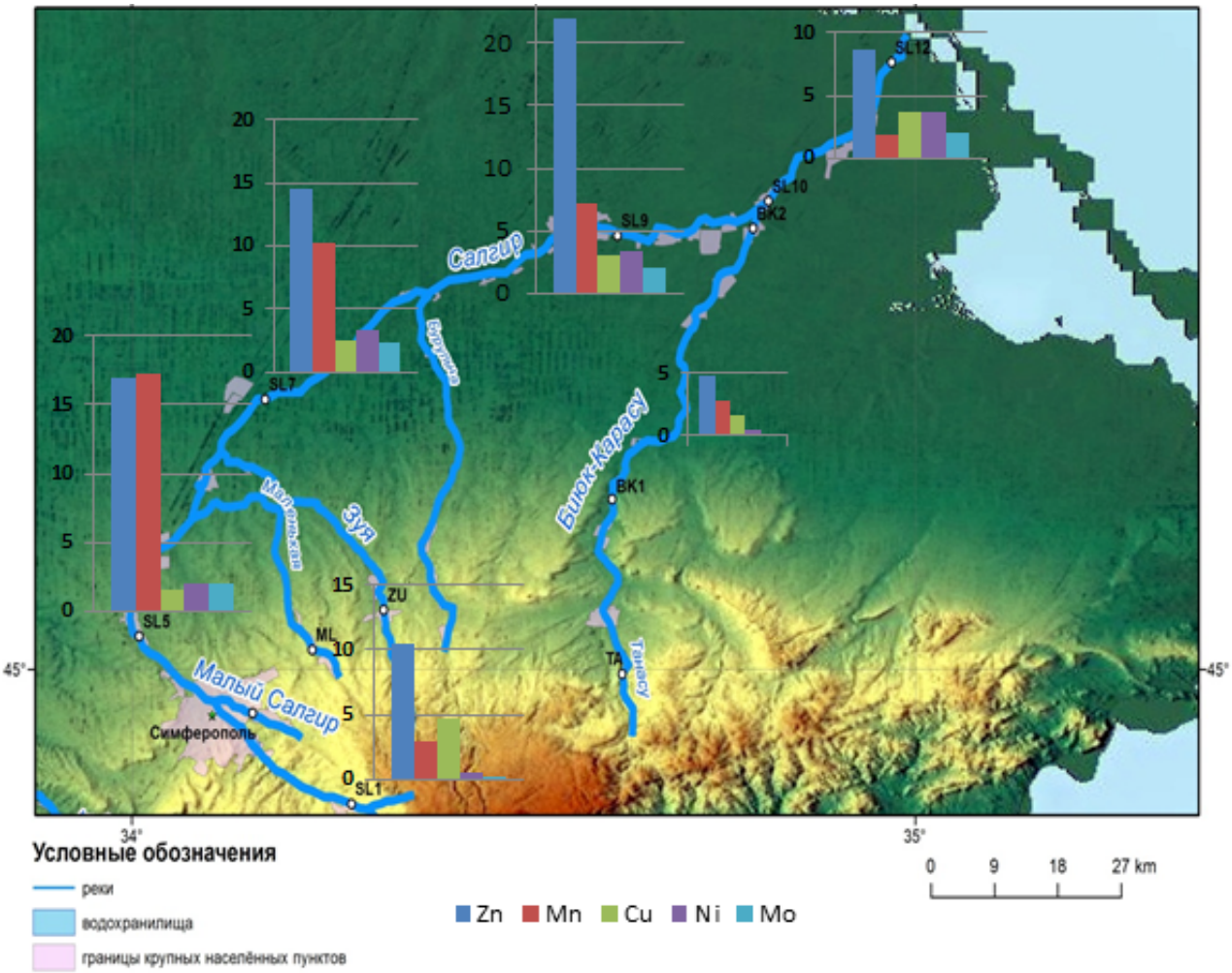


Рис. 2. Пространственное распределение растворенных форм (мкг/л). тяжелых металлов в р. Салгир

Влияние города, а также расположенных на реке сельских населенных пунктов в сочетании со степными агроландшафтами продолжает проявляться на всем среднем течении реки (до впадения притока Биюк-Карасу). Здесь отмечаются устойчиво высокие концентрации Cu (2,6 мкг/л), Mo (2,3 мкг/л), Co (0,4 мкг/л), Zn (14,5 мкг/л), Ni (3,4 мкг/л). На устьевом участке остаются повышенными Co и Ni. Содержания остальных ТМ уменьшаются, что с одной стороны связано с началом проявления барьера «река-море» [5], из-за периодически проникающих в устьевой участок вод Сиваша, с другой стороны, с общим уменьшением количества населенных пунктов в северной части Крыма и разбавляющим влиянием чистой воды притока Биюк-Карасу.

Кроме того, значительное влияние на содержание тяжелых металлов в воде оказывает водность реки. В период наполнения водохранилищ и снижения водного стока, концентрации растворенных форм ТМ ниже по течению увеличиваются, во время сбросов с водохранилищ, наоборот, происходит разбавление воды и значительное уменьшение (в 1,5-60 раз) содержания растворенных форм тяжелых металлов.

Литература

1. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М.: Высшая школа, 1988. 328 с.

2. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрея-2000, 1999. 764 с.

3. Добровольский В.В. Основы биогеохимии. М.: Издат. центр «Академия», 2003. 400 с.

4. Государственный доклад «О состоянии и охране окружающей среды Республики Крым в 2013 году». Симферополь: Республиканский комитет Автономной Республики Крым по охране окружающей природной среды, 2013. 136 с.

5. Гордеев В.В. Система река – море и ее роль в геохимии океана. Автореф. дис. д.г.-м.н. М., 2009. 35 с.

УДК 911.52

ПИРОГЕННАЯ И БИОГЕННАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ МИКРОЭЛЕМЕНТНОГО СОСТАВА ЗОЛЬНОЙ ЧАСТИ ТОРФА (НА ПРИМЕРЕ МЕЩЕРСКОЙ НИЗМЕННОСТИ)

Тобратов С.А., Железнова О.С.

РГУ имени С.А. Есенина, Рязань, e-mail: tobratovsa@mail.ru

Торфяные аккумуляции – это не только экономический ресурс, но и источник естественной геохимической буферности ландшафтов – сток для антропогенной углекислоты, резервуар накопления тяжелых металлов (ТМ) и радионуклидов. Согласно методологии критических нагрузок [1], антропогенное химическое загрязнение не является избыточным только в том случае, если входные потоки токсикантов уравновешиваются процессами самоочищения – водным выносом и долговременным накоплением в депонирующих средах. Основной такой средой считается наземная древесная масса (древесина и кора стволов), подвергающаяся отчуждению при рубках. При этом вклад накопления токсикантов в ежегодно нарастающем слое торфа обычно игнорируется. Данный подход может вызвать резонные возражения: в Мещере, например, ежегодное торфонакопление сопоставимо с продукцией древесного яруса, а захоронение элементов в торфе можно считать аналогом «отчуждения с урожаем». Очевидно, болота и заболоченные земли способны существенно увеличивать ассимиляционный потенциал ландшафтов, замедляя миграцию загрязняющих веществ. Насколько верно данное предположение?

С 2010 г. лаборатория геохимии ландшафтов Рязанского государственного университета имени С.А. Есенина осуществляет комплексные исследования по оценке современного состояния и потенциала устойчивости ландшафтов региона с использованием метода критических нагрузок [2]. Одной из задач данных исследований явилась оценка баланса токсичных элементов в ландшафтах Мещерской природной провинции (по структуре наиболее близки к доантропогенным). Химический состав ландшафтных сред определялся в ходе собственных полевых и лабораторных исследований, а оценка биопродуктивности – по данным Государственного учета лесного фонда с привлечением данных [3, 4 и др.]. Темпы накопления торфа в Южной Мещере оценены радиоуглеродным методом и составили, по нашим данным, 0,218 мм/год (это хорошо согласуется с результатами исследований Т.А. Абрамовой и др. [5]). Балансовые расчеты позволили оценить эколого-геохимическую значимость торфяных аккумуляций.

Таблица 1

Динамика содержания тяжелых металлов в пирогенных образованиях (ПО) торфяника «Красное болото» после пожара 2007 г. в сопоставлении с зольной частью торфа

Объект, год опробования	Тяжелые металлы								Радионуклиды, Бк/кг			
	Cu		Zn		Pb		Cd		^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
	1	2	1	2	1	2	1	2				
ПО: 2009	14,9	2%	78,9	20%	87,5	10%	1,44	6%	1565,0	57,8	14,5	633,8
ПО: 2015	7,7	3%	26,1	26%	12,4	98%	0,67	80%	2118,3	80,3	26,5	196,7
Зола торфа	33,5	–	153,7	–	24,6	–	5,26	–	70,7	15,3	0,0	470,0

1 – валовое содержание, мг/кг

2 – доля подвижных форм, извлекаемых ацетатно-аммонийным буфером с pH 4,8, %

Полученные результаты показали, что элементы с низкими кларками (в первую очередь ТМ) содержатся в торфяниках района исследований в квазистационарном состоянии, и минеральная часть торфа не может считаться их эффективным иммобилизатором. В частности, одним из источников подвижности элементов в болотных экоси-

стемах являются периодические пожары (наиболее масштабные имели место в 2007 и 2010 гг.). Как видно из табл. 1, уже на второй год после пожара (в 2009 г.) содержание в изученном пирогенном образовании наиболее биофильных (Cu и Zn) и подвижных в водной среде (Cd) элементов снизилось в 2 раза даже по сравнению с золой «исходного» торфа и в дальнейшем снизилось еще в 2-3 раза. Для остальных, менее подвижных элементов в 2009 г. отмечался эффект «пирогенного концентрирования», но он оказался неустойчивым: к 2015 г. содержание Pb и ^{40}K резко упало – до значений, в 2 раза меньших содержания в торфяной золе (т.е. достигло уровня, на который более подвижные элементы «вышли» на 6 лет раньше).

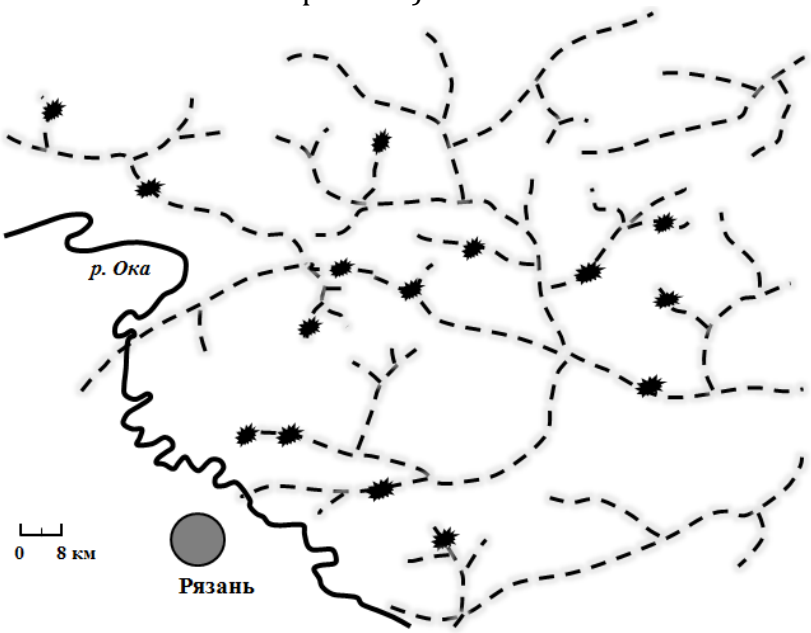


Рис. 1. Приуроченность основных первичных очагов лесо-торфяных пожаров 2010 г. в рязанской Мещере (черные звездообразные ареалы) к тальвегам погребенной пермо-триасовой эрозионной сети (пунктирные линии): составлено по данным Территориального фонда геологической информации по Центральному Федеральному округу (Рязанский филиал) и Государственного агентства лесного хозяйства России

Таблица 2

Тяжелые металлы в минеральной части живого и мертвого органического вещества

Объект		Cu		Zn		Cd	
		1	2	1	2	1	2
Древесный ярус	древесина ствола	735,9	1581%	4171,7	1806%	76,82	2025%
	кора ствола	173,1	372%	4275,9	1851%	25,16	663%
	древесина толстых ветвей	462,2	993%	2735,3	1184%	51,68	1362%
	кора толстых ветвей	129,7	279%	3037,4	1315%	19,20	506%
	тонкие ветви	332,2	714%	3089,1	1337%	23,55	621%
	хвоя, листва	183,2	393%	2339,8	1013%	11,24	296%
	Итого в надземной фитомассе	222,4	478%	2581,8	1117%	15,87	418%
	комель и основа корня	315,0	677%	2541,3	1100%	33,03	871%
	древесина толстых корней	289,4	622%	1596,0	691%	26,07	687%
	кора толстых корней	131,1	282%	2073,8	898%	17,01	448%
	тонкие корни	180,3	387%	1849,2	800%	21,32	562%
	Итого в подземной фитомассе	182,3	392%	1857,7	804%	21,44	565%
Растения нижних ярусов		152,8	328%	1148,9	497%	12,48	329%
Зольная часть торфов (в среднем по району исследований)		46,6	100%	231,0	100%	3,79	100%

1 – валовое содержание, мг/кг

2 – в процентах от содержания в золе торфа

Особенно значительным было падение содержания Pb (сопровождалось «взрывным» ростом подвижности), посредником в миграции которого, очевидно, выступают метаболиты высокомолекулярной органики, к которым он имеет большое сродство [6]. «Пирогенный максимум» Pb и ^{40}K в 2009 г. знаменовал не устойчивое состояние, а отложенный, запоздавший этап активного водного выноса. На этом фоне еще более миграционно стабильные радионуклиды (в том числе ^{137}Cs) на протяжении 8 лет накапливаются в пирогенном образовании – за счет выноса остальных элементов. По-видимому, в данном случае также имеет место «запаздывание» этапа активного выноса, но еще более длительное. Данная гипотеза верифицируется нами в ходе мониторинговых исследований.

Таблица 3

Баланс тяжелых металлов в лесных экосистемах Южной Мещеры

	Статьи баланса	Cu		Zn		Cd	
		1	2	1	2	1	2
0	Запасы в 0-10 см слое почв (г/га):						
	валовое содержание*	2746,7	35473%	22738,9	29834%	148,7	3463%
	"актуальные запасы"*	94,8	1224%	1959,0	2570%	64,0	1491%
	Содержание в биоблоке (г/га)	1280,4	16536%	12238,3	16057%	132,5	3085%
	Рецикличная миграция (г/га*год)	136,67	1765%	1468,7	1926%	11,9	277%
+	Поступление с атмосферными осадками (г/га*год)	7,74	100%	76,22	100%	4,293	100%
–	Долговременная иммобилизация в фитомассе (г/га*год):	11,14	143%	106,34	139%	1,25	29%
	в т.ч. в древесине и коре стволов	10,11	130%	98,03	128%	1,14	27%
	Накопление в ежегодно нарастающем слое торфа (г/га*год)	0,54	6,9%	2,68	3,5%	0,044	1,0%
	Вынос с поверхностными водами (г/га*год)	2,58	33%	50,44	66%	1,54	36%
	Сумма расходных статей (г/га*год)	14,25	184%	159,47	209%	2,84	66%
Невязка баланса (г/га*год)		-6,51	-84%	-83,25	-109%	+1,46	+34%

Примечание. Статьи баланса: «+» – приходная, «–» – расходные, «0» - стационарные составляющие миграционных процессов. Расчет произведен относительно приходной статьи баланса в соответствии с идеологией метода критических нагрузок [1]

*Валовое содержание – формы элементов, извлекаемые царской водкой с использованием микроволнового метода пробоподготовки (несиликатные формы), «актуальные запасы» – непрочносорбированные, доступные для корневого поглощения формы, извлекаемые вытяжкой ацетатно-аммонийного буфера с pH 4,8 (имитирует реакцию клеточного сока корневых волосков растений)

В ходе анализа пространственных закономерностей лесо-торфяных пожаров 2010 г. выявилось совпадение первичных очагов возгорания с тальвегами доюрских эрозионных врезов в карбоновые известняки (рис. 1). Такое характерное соответствие обусловлено локальными аномалиями поля силы тяжести, которые создают морфологические элементы кровли известняков – наиболее плотной горной породы в пределах района исследований. Именно на данные аномалии – в условиях малоконтрастного рельефа и господства песчаных субстратов в составе четвертичных отложений – реагируют потоки грунтовых вод, и в контурах погребенных тальвегов развивается заболачивание. Они же канализируют и фронт распространения огня. Установленная закономерность может иметь прогнозное значение при оценках пожарной обстановки в ландшафтах Мещеры.

Биогеохимические и балансовые исследования показали, что избирательное биопоглощение является не менее мощным фактором обеднения торфяников микроэлементами, чем выщелачивание из пирогенных образований. В частности, отсутствует

соответствие химического состава зольной части фитомассы и торфа: в золе растений содержится в 3-20 раз больше ТМ (табл. 2). Особенно активно накапливаются элементы в древесной золе. Древесина, тем самым, действительно выступает важным ландшафтно-геохимическим резервуаром, а не просто транзитной средой миграции. Наиболее устойчивая тенденция к избирательной биоаккумуляции свойственна цинку – типоморфному элементу гумидных ландшафтов Мещеры [2].

Балансовые расчеты показали, что вклад торфяных аккумуляций по сравнению с массопотоками ТМ в древесном ярусе исчезающе мал (табл. 3) – лишь 2-3% от долговременной иммобилизации в стволах. И это при сопоставимости масс органического вещества, вовлеченных в оба процесса (12,6 и 16,7% от общей продукции экосистем). Причина различий – в составе золы растений и торфа. Последняя, очевидно, формируется «по остаточному принципу»: в ее составе накапливаются наиболее стабильные и наименее эссенциальные элементы (Al, Si, Mg, а также малоподвижные радионуклиды), тогда как ТМ тяготеют к пребыванию в составе функционирующего, а не захороненного органического вещества. Очевидно, в кислых гумидных ландшафтах просто нет механизмов для закрепления ТМ золой торфа, и роль данного фактора в обеспечении геохимической устойчивости территории ничтожна – несмотря на большие объемы ежегодного торфообразования (12,6% от суммы новообразованного и накопленного органического вещества).

Таким образом, полученные нами данные еще раз подтвердили высказывание В.И. Вернадского [7] о том, что основными источниками подвижности элементов в ландшафтах являются живое вещество и природные воды. При этом зольную часть торфяных аккумуляций следует считать не фактором устойчивости ландшафтов к загрязнению, а пассивной геохимической средой, состав которой полностью контролируется биогеохимической активностью и абиогенной миграцией.

Работа выполнена при поддержке Русского географического общества (проект «Оценка ландшафтных закономерностей биологической продуктивности лесных фитоценозов Рязанской области в условиях меняющегося климата и биогеохимические аспекты их устойчивости к антропогенному химическому загрязнению», договор № 10/2014-ДП2 от 4 декабря 2014 г.).

Литература

1. Manual on Methodologies and Criteria for Modeling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends / UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. 2004. URL: http://www.icpmapping.org/

2. Кривцов В.А., Тобратов С.А., Водорезов А.В., Комаров М.М., Железнова О.С., Соловьева Е.А. Природный потенциал ландшафтов Рязанской области. Рязань: Изд-во РГУ им. С.А. Есенина, 2011. 720 с.

3. Усольцев В.А. Фитомасса лесов Северной Евразии: нормативы и элементы географии. Екатеринбург: УрО РАН, 2002. 762 с.

4. Цельникер Ю.Л., Малкина И.С., Ковалев А.Г. и др. Рост и газообмен CO_2 у лесных деревьев. М.: Наука, 1993. 256 с.

5. Абрамова Т.А. Результаты комплексного палеоботанического изучения эволюции ландшафтов Центрально Мещеры в голоцене // Ландшафтная школа Московского университета традиции, достижения, перспективы. / под ред. К.Н. Дьяконова, И.И. Мамай. М.: РУСАКИ, 1999. С. 96-107.

6. Ладонин Д.В., Марголина С.Е. Взаимодействие гуминовых кислот с тяжелыми металлами // Почвоведение. 1997. № 7. С. 806-811.

7. Вернадский В.И. Биосфера и ноосфера. М.: Айрис-пресс, 2012. 576 с.

УДК 550.424.6:502.052:504.453(546.791+546.798.22)

ФОРМЫ МИГРАЦИИ УРАНА И ПЛУТОНИЯ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ БЫВШЕГО СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА (НА ПРИМЕРЕ РУЧЬЯ КАРАБУЛАК)

Торопов А.С.(1,2)

(1) *Томский политехнический университет, Томск, e-mail: torop990@gmail.com*
(2) *Филиал «Институт радиационной безопасности и экологии», Курчатов, Казахстан*

В настоящее время проведено большое количество исследований, направленных на изучение поведения радионуклидов в наземных экосистемах. При этом установлено, что основными параметрами, влияющими на миграционный процесс, являются формы нахождения радионуклидов в воде и ландшафтно-геохимические условия природной среды [1]. В окружающей среде радионуклиды могут находиться как в легко-, так и в труднорастворимых формах [2], что определяется источниками их поступления и механизмами их миграционного поведения. Изначально было доступным для исследований лишь суммарное содержание нуклидов в воде, либо их распределение между взвешенной и растворенной формами. Сейчас такая оценка считается неполной, так как действие радионуклида определяется его состоянием в воде, а это, как правило, комплексы с различными компонентами, особенно с органическим веществом. Радионуклиды в легкорастворимых формах (прежде всего в ионной) обладают существенно большей подвижностью в окружающей среде, чем в труднорастворимых, однако последние могут мигрировать в составе коллоидных частиц различной природы [3]. В работах [2-3] подчеркивается, что описание характера миграции плутония с подземными водами невозможно без учета вклада коллоидных частиц в этот процесс.

Цель данной работы - исследовать распределение форм нахождения урана и плутония в поверхностных водах Семипалатинского полигона на примере ручья Карабулак.

Ручей относится к зоне урановой аномалии по содержанию данного элемента в донных отложениях [4].

Выбор объекта исследования для изучения форм нахождения радионуклидов в воде определялся на основе проведенных исследований и литературного материала по содержанию радионуклидов в водных объектах СИП [5]. Таким объектом стал ручей Карабулак, притоки которого формируется в зоне влияния штолен и имеют водосток за пределами площадки «Дегелен», где проводились подземные ядерные испытания.

Пробы с ручья Карабулак отбирались согласно схеме, представленной на рис. 1. Для изучения были выбраны точки (1-3) крайнего правого притока ручья, ниже по течению от штольни 504 с промежутком между точками приблизительно 1-1,5 км до границы площадки «Дегелен», 4 и 5 – двух других притоков на границе площадки «Дегелен», 6 – ниже места слияния притоков за пределами площадки. При отборе избегали места слабого водообмена, забор производили из середины русла реки с глубины 10-15 см.

Объем проб воды составлял 10 л. Пробу воды отбирали в чистые полиэтиленовые емкости, избегая взмучивания донных осадков, попадания частиц растительности и посторонних примесей, затем фильтровали in situ через бумажный фильтр «белая лента» с диаметром пор 5-8 мкм, либо в течение 24 ч с момента отбора. Затем пробу делили пополам, одна часть пробы подкислялась концентрированной азотной кислотой до pH = 2 и подвергалась стандартной процедуре химического концентрирования радионуклидов.

Другую часть фильтровали через мембранный фильтр с диаметром пор 0,2 мкм, после чего раствор, прошедший через мембрану подкисляли и проводили концентрирование аналогичным образом. Таким образом, подобная подготовка проб позволила условно выделить следующие формы нахождения: «взвешенные вещества», «коллоидные вещества», «истинно-растворимые формы».

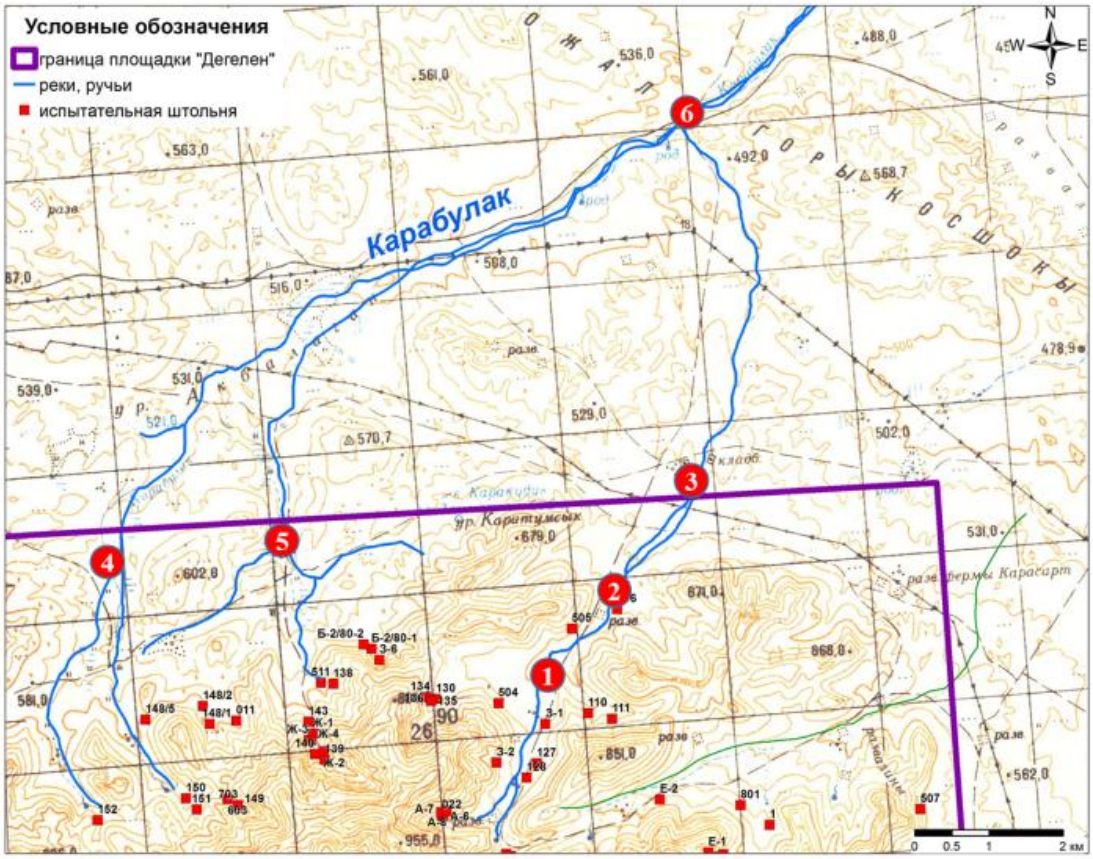


Рис. 1. Схема отбора проб воды ручья Карабулак

$^{239+240}$Pu определяли согласно методике [6]. Пересчет активности радионуклидов в материале фильтра был на объем воды, из которого получен отфильтрованный материал. Содержание урана определяли методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой в соответствии со стандартом РК ИСО 17294-2-2006 на приборе Elan-9000.

Данные по формам их нахождения в воде р. Карабулак урана и плутония представлены в таблице 1. Плутоний в изученном объекте находился преимущественно во взвешенном веществе (77-98% от суммарного содержания), однако низкие активности плутония, в отдельных формах нахождения, лежащие вплотную к пределу обнаружения, либо ниже его, могли привести к недооценке его миграции в коллоидной форме.

Уран в количественных значениях присутствует во всех изученных формах нахождения. Так, доля данного элемента, связанного с взвешенным веществом, колеблется от 47 до 82%, мигрирующего с коллоидными веществами – от 5 до 15%, в растворенной форме – от 10 до 42%.

Формы нахождения по доле, связанного с ними урана образуют следующий убывающий ряд: *взвешенные вещества> растворенная форма > коллоидная форма.*

Таким образом, при оценке распределения форм нахождения урана и плутония в водах ручья Карабулак выявлено, что плутоний в изученном объекте находился преимущественно во взвешенном веществе (77-98% от суммарного содержания). Уран присутствовал во всех формах.

Оценивая пространственное распределение данных радиоактивных элементов, выявлено, что суммарная активность плутония значительно падает при увеличении доли коллоидных веществ. Концентрация урана в воде также уменьшается вниз по руслу ручья, однако доля растворенных форм остается на уровне около 20%, что говорит о потенциальной способности данного элемента мигрировать на более далекие расстояния.

Таблица 1

Формы нахождения $^{239+240}$Pu и U в воде ручья Карабулак

Проба	Элемент, ед. изм.	Взвешенное вещество	Коллоидное вещество	Растворенные формы
		%	%	%
т. 1	$^{239+240}$Pu, Бк/л	0,8	0,03	$1{,}9\cdot10^{-2}$
		(94)	(4)	(2)
	U , мкг/л	380	90,4	340
		(47)	(11)	(42)
т. 2	$^{239+240}$Pu, Бк/л	0,34	$<2\cdot10^{-2}$	$2{,}5\cdot10^{-2}$
		(91)	–	(7)
	U , мкг/л	42	4,2	5,1
		(82)	(8)	(10)
т. 3	$^{239+240}$Pu, Бк/л	$6{,}5\cdot10^{-2}$	$<4\cdot10^{-2}$	$< 5{,}8\cdot10^{-3}$
		–	–	–
	U , мкг/л	32	7,6	15
		(59)	(14)	(27)
т. 4	$^{239+240}$Pu, Бк/л	$3{,}4\cdot10^{-2}$	$<2{,}2\cdot10^{-3}$	$< 3{,}6\cdot10^{-3}$
		–	–	–
	U , мкг/л	27	5,6	18
		(54)	(11)	(35)
т. 5	$^{239+240}$Pu, Бк/л	2,1	$3{,}4\cdot10^{-2}$	$8{,}4\cdot10^{-3}$
		(98)	(1,6)	(0,4)
	U , мкг/л	300	70	90
		(65)	(15)	(20)
т. 6	$^{239+240}$Pu, Бк/л	$2{,}2\cdot10^{-2}$	$< 4\cdot10^{-3}$	$9{,}2\cdot10^{-3}$
		(77)	-	(16)
	U , мкг/л	34	2,4	10
		(73)	(5)	(21)

Таким образом, полученные результаты позволяют судить о миграционной способности и распределении форм нахождения техногенных радионуклидов в наиболее загрязненных водных объектах СИП, и оценить возможность распространения исследованных радиоактивных элементов за пределы испытательных площадок.

Литература

1. Папина Т.С. Транспорт и особенности распределения тяжелых металлов в ряду: вода – взвешенное вещество – донные отложения речных экосистем / Аналитический обзор (Монография). Новосибирск: ИВЭП СО РАН, 2001. 58 с.

2. Калмыков, С.Н. Роль коллоидных частиц в миграции актинидов с подземными водами: автореф. дисс...докт. хим. наук. Москва, 2008. 49 с.

3. Novikov A.P. Migration and concentration of artificial radionuclides in environmental objects // Geochemistry Int. 2010. Vol. 48 (13). P. 1263-1387.

4. Каюков П.Г.и др. Изучение радиационной обстановки на территории Республики Казахстан // Отчет за 2004–2008 гг. в 16 книгах. Алматы, 2008.

5. Aidarkhanov, A.O. et al. Mechanisms for surface contamination of soils and bottom

sediments in the Shagan River zone within former Semipalatinsk Nuclear Test Site // J. of Environ. Radioact. 2013. Vol. 124. P. 163-170.

6. Методика определения содержания искусственных радионуклидов 239,240Pu, 90Sr и 137Cs в природных водах методом концентрирования. ИЯФ НЯЦ РК регистрационный №0307/3 от 5.04.2001.

УДК 577.346

РАДИОЦЕЗИЕВЫЙ МЕТОД И ГИС В ИЗУЧЕНИИ ЭРОЗИОННОГО ПРЕОБРАЗОВАНИЯ АГРОЛАНДШАФТОВ

Трофимец Л.Н.(1), Паниди Е.А.(2), Иванеха Т.Л.(3), Петелько А.И.(4)

(1) *ОГУ имени И.С Тургенева, Орел, e-mail: trofimetc_l_n@mail.ru*

(2) *Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург, e-mail: panidi@yandex.ru*

(3) *Центр химизации и сельскохозяйственной радиологии «Орловский», Орел, e-mail: ivaneha.taras@gmail.com*

(4) *Новосильская ЗАГЛОС, Мценск*

По словам Ю. Либиха [1], «Ни одна техническая деятельность для своего успешного развития не требует большего объема знаний, чем сельское хозяйство, и вместе с тем нигде нет большего невежества, чем в сельском хозяйстве». Преодолению этого невежества призвана служить идея точного и ландшафтно-адаптивного земледелия. Точное – значит, учитывающее все особенности структуры агроландшафтов, участвующие и определяющие формирование плодородия почв. В этой связи актуальным становится изучение влияния на формирование плодородия почв форм рельефа, обусловленных как древними, так и современными флювиальными процессами. Флювиальные процессы перераспределяют почву в ходе эрозии и аккумуляции, определяя места необходимого мелиоративного преобразования поверхности. Именно об этом, кажется, слова Ю. Либиха «…Чтобы сохранить плодородие почвы, ей должно возвращать все, у нее взятое».

В условиях распространения ложбинного рельефа перераспределение почвы в ходе эрозии происходит в пределах ложбинного комплекса, осложненного современной эрозионной сетью. Эта сеть представлена ручьями, действующими в период талого и ливневого стока (не всегда совпадающими с положением тальвегов древних эрозионных форм) и колеями от тяжелой сельхозтехники. Используемые в землепользовании карты масштаба 1:10000 не всегда позволяют идентифицировать древние ложбинные формы разного размера. Как показали наши исследования, топографическая карта масштаба 1:10000 без дополнительной цифровой обработки не позволяет точно определить местоположение истоков ложбин (хорошо различимых на космическом снимке).

В связи с этим, в работе были поставлены следующие основные задачи. Первая – апробировать методику установления истинных размеров ложбин с использованием возможностей карты площади сбора, построенной в ГИС [2]. Вторая – оценить радиоцезиевым методом смыв почвы в ложбинном комплексе, в современных ручьях (не совпадающих с положением древних ложбин, а значит, не различимых ни на карте топографической, ни на карте площади сбора) и в колеях от тяжелой сельхозтехники. Третья – установить особенности латерального распределения искусственного (цезий-137) радионуклида в серой лесной почве распахиваемых склонов, осложненных ложбинным рельефом, руслами современных ручьев, действующих в период талого и ливневого стока, и колеями от тяжелой сельхозтехники. Экспериментальный полигон расположен в пределах распахиваемого склона в бассейне реки Сухой Орлицы (бассейн Верхней Оки в пределах Орловской области).

В результате исследования были получены следующие результаты. Представление поверхности в виде потенциальной площади сбора [3, 4] (рис. 1) и идентификация истоков ложбин по минимальному значению площади сбора делает реально решаемой задачу установления истинных размеров ложбин. Сравнение длин ложбин стока, полу-

ченных по топографической карте масштаба 1:10000, по космическому снимку сверхвысокого разрешения и по карте площади сбора позволили установить (рис. 1, табл. 1), что использование ГИС существенно увеличивает возможности более точного количественного описания ложбинного рельефа. На рис. 1 черные звездочки показывают истоки ложбин, определенные по топографической карте. Светлые «шлейфы», «уходящие» к водоразделу на карте площади сбора – участки ложбин, неразличимые на топографической карте. Сделан вывод, что на топографической карте масштаба 1:10000 практически невозможно проследить всю ложбину до ее истока. На примере ложбины 5 видно, что по топографической карте можно измерить лишь 35% реальной ее длины. Из таблицы 1 следует, что топографическая карта «теряет» до 50 и более процентов информации о морфометрических характеристиках ложбин. Карта площади сбора, построенная средствами ГИС, напротив, позволяет проследить практически все ложбины до их истоков и оценить площади сбора ложбин вплоть до минимальных их значений у истока. Объяснить это можно, вероятно, тем, что мелкомасштабные карты строятся путем генерализации карт более крупного масштаба. Способности глаза человека различать «изгибы» изогипс на топографической карте масштаба 1:10000 оказываются ограниченными, чтобы проследить ложбину вплоть до ее истока. Цифровая модель рельефа «улавливает» малейшие изменения в положении изогипс, что позволяет различать изменения в количественных характеристиках показателей рельефа с большей подробностью.

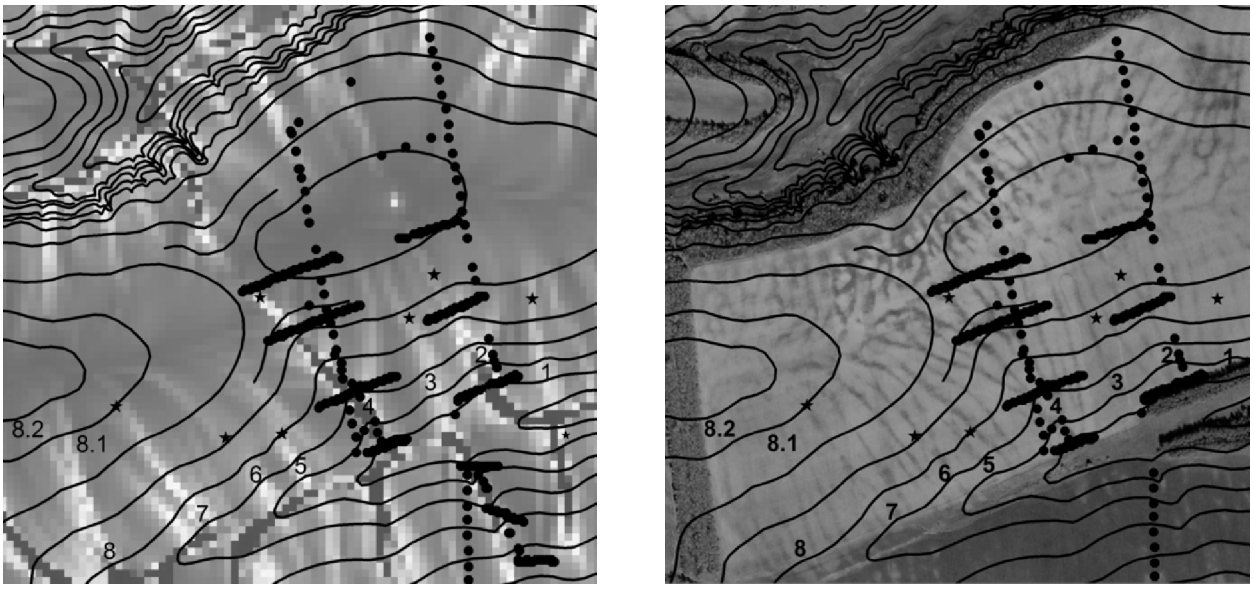


Рис. 1. Фрагмент карты площади сбора и топографической карты масштаба 1:10000 (слева). Космический снимок сверхвысокого разрешения (снимок доступен в Google EarthTM) – (справа). 1, 2…– номера ложбин, различимых на топографической карте. 8.1-8.2 – притоки ложбины № 8, неразличимые на топографической карте. Звездочки – истоки ложбин, установленные по топографической карте. Светлые «шлейфы» выше звездочек – верховья ложбин, различимые только на карте площади сбора. Точки – места отбора проб почвы. Цепочка точек вдоль склона – тальвеги ручьев, действующих в период талого стока

Поскольку карта площади сбора – это карта потенциальной площади, с которой почва смывается в данную точку, то радиоцезиевый метод, позволяющий оценить слой смытой почвы в точке, делает возможным получение зависимости потерь почвы в точке от площади, с которой доставляется смытая почва. Осаждение радиоцезия чернобыльского происхождения на геохимических барьерах, изучение особенностей распределения активности радионуклида в пахотном горизонте как по глубине, так и в про-

странстве, позволяет точечно устанавливать величину смыва или аккумуляции почвы. При смыве верхнего слоя почвы радиоактивность оставшегося пахотного слоя снижается вследствие «разбавления» радиоактивной почвы почвой из «чистого» от радиоцезия подпахотного горизонта. На этом основывается метод определения слоя смытой почвы за расчетный период с помощью изотопа цезия-137. Метод, основывающийся на анализе эпюр распределения гумуса по глубине пахотного горизонта, не позволяет устанавливать потери почвы за период с 1986 г. (на рис. 2 содержание гумуса в серой лесной почве в пределах 5-6% прослеживается вплоть до глубины 75 см). Метод, основывающийся на анализе эпюр распределения цезия-137, такую возможность предоставляет.

Таблица 1

Площади сбора ложбин, различимых на топографической карте 1:10000, рассчитанные с применением ГИС, и «недоучтенные» длина и площадь водосбора ложбин, установленные по карте площади сбора

№ ложбины на рис. 1	Площадь ложбины в замыкающем створе, м^2, (по карте площади сбора)	Площадь сбора части ложбины, неразличимой на топографической карте (от звездочки до истока ложбины), м^2	Длина ложбины (по карте площади сбора), м	«Неучтенная длина» ложбины (получена по карте площади сбора), м	Неучтенная часть площади водосбора ложбины (получена по данным карты площади сбора), %	Неучтенная часть длины ложбины (получена по данным карты площади сбора), %
1	4125	2700	298	145	65	49
2	33471	1688	352	108	5	31
3	4138	2500	300	133	60	44
4	47557	4180	334	50	9	15
5	5588	3087	309	202	55	65
6	7583	1936	329	210	26	54
7	7063	795	283	87	11	31

На рис. 2 по распределению цезия-137 можно констатировать потерю 17см (из 25 см пахотного слоя) почвы за период 1986-2010 гг. Оценив интенсивность смыва почвы за год, можно рассчитать потери почвы в т с 1 га в год. Расчет для приведенной точки пробоотбора, расположенной в тальвеге ложбины площадью сбора 230000 м^2, производится по формуле: 0,007 м в год×10000м^2×1110 кг/м^3=77,7 т с 1 га в год, где 0,007 м в год – интенсивность смыва почвы; 1110 кг/м^3 – плотность серой лесной почвы, 10000 – площадь 1 га, м^2. Установленный таким образом слой смытой почвы позволил сравнить потери почвы в ложбинах разной площади сбора и в современных ручьях, действующих в период талого и ливневого стока (табл. 2). Из таблицы видно, что современные ручьи осуществляют более интенсивную эрозионную работу в сравнении с древними ложбинами. Смыв почвы в ручьях на склоне южной экспозиции близок к смыву почвы в ложбинах (или превышает его до двух раз). Смыв почвы в ручьях на склоне северной экспозиции – в 3-4 раза больше чем в ложбинах. Важно отметить, что полевые обследования показали, что на свежевспаханном поле тальвеги ложбин площадью до 30000 м^2 практически неразличимы. Тальвеги ручьев такой же длины, что и ложбины, хорошо распознаются по углублению (на месте борозды) и по сорным растениям – фитоиндикаторам, что свидетельствует о бурной эрозионной работе ручьев по сравнению с ложбинами такой же длины.

Этот вывод подтверждают и слова Маккавеева о том, что «процесс эволюции в начальной стадии «зарождения» русла нередко принимает бурный характер» [5]. Смыв почвы, рассчитанный радиоцезиевым методом, подтвердил преимущественную роль

ручьев (в сравнении с ложбинами) в эрозионном преобразовании распахиваемых склонов.

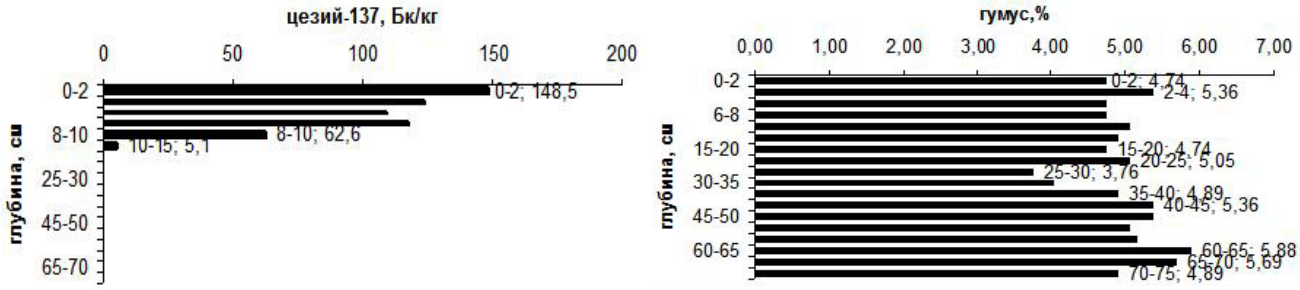


Рис. 2. Распределение активности цезия-137 и гумуса по глубине в точке на дне распахиваемой ложбины с площадью сбора 230000 м^2

Кроме ложбин и современных ручьев, действующих в период половодья и ливневых дождей, в процесс преобразования склоновой поверхности вовлекаются западины на водораздельной поверхности. Происхождение западин объясняется процессами в позднеледниковье, когда чередование эпох похолодания и потепления привело к формированию полигонально-блочного рельефа [6]. Колеи от сельхозтехники, когда они «накладываются» на западинные формы рельефа или на тальвеги современных ручьев, действующих в период талого и ливневого стока, на склоне южной экспозиции «обеспечивают» смыв почвы, превышающий 30,0 т/га в год. Величина смыва почвы в колеях на отдельных участках практически такая же, как в древних ложбинах площадью до 30000 м^2 и в ручьях, действующих в периоды половодья и паводков. Выявлены эти участки и в приводораздельной, и в средней, и в нижней частях склона.

Таблица 2

Интенсивность смыва почвы в замыкающих створах ложбин и в современных ручьях такой же длины. Данные приведены для зоны смыва (зоны положительных значений профильной кривизны [3, 4])

Экспозиция склона	Площадь сбора ложбины, м^2	Активность цезия-137 в слое 0-25 см (Бк/кг) / Интенсивность смыва почвы (т/га в год)	
		ложбина	Современный ручей (не совпадающий с ложбиной)
ю-в	230000	(31,1)/(77,7)	
ю	30000	(122-156)/(30-12,5)	(113-135)/(35-23,5)
с	30000	(164)/(8,3)	(114-131)/(34,4-25,6)

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 15-05-07463 А.

Литература

1. Либих Ю. Химия в приложении к земледелию и физиологии. М.-Л., ОГИЗ-СЕЛЬХОЗГИЗ, 1936. 408 с.

2. Mariza C. Costa-Cabral, Stephen J. Burges. Digital Elevation Model Networks (DEMON): A model of flow over hillslopes for computation of contributing and dispersal areas. // Water Resources Research. 1994. Vol. 30. Iss. 6. P. 1681-1692. DOI: 10.1029/93WR03512

3. Трофимец Л.Н. Паниди Е.А. Методические подходы к применению радиоцезиевого метода при изучении смыва и аккумуляции на пахотных склонах,осложненных ложбинным мезо- и микрорельефом. // Проблемы региональной экологии. 2014. № 4. С.147-152.

4. Трофимец Л.Н. Паниди Е.А., Иванеха Т.Л. Роль современной ручейковой сети в трансформации рельефа распахиваемых склонов. // Ученые записки Орловского государственного университета. 2015. № 4(67). С.447-454.

5. Маккавеев Н.И. Русло реки и эрозия в ее бассейне. М.: Географический факультет МГУ, 2003. 355 с.

6. Алифанов В.М., Гугалинская Л.А., Овчинников А.Ю. Палеокриогенез и разнообразие почв центра Восточно-Европейской равнины. М.: ГЕОС, 2010. 160 с.

УДК 543.632.22:635.052

ИНДИКАЦИЯ ТЕХНОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ЗОЛЬНОСТИ РАСТЕНИЙ

Тюлькова Е.Г.

Белорусский торгово-экономический университет потребительской кооперации, Гомель, Беларусь, e-mail: tut-3@mail.ru

Проблемы экологии являются актуальными в связи с постоянно меняющимися факторами влияния на качество природной среды. Показатель зольности представителей растительного сообщества может использоваться для оценки техногенного воздействия на окружающую среду [1, 2]. Поэтому целью данной работы явился сравнительный анализ зольности доминирующих древесных и травянистых растений, произрастающих на территории промышленных зон г. Гомеля, что актуально для данного региона.

В качестве объектов для определения зольности были выбраны представители доминирующих семейств древесных и травянистых растений, произрастающих на территориях промышленных предприятий западной и северной промышленной зоны г. Гомеля. Данные территории различаются уровнем техногенного загрязнения воздуха. По данным 2015 г., общий объемом выбросов в атмосферу загрязняющих веществ промышленных предприятий западной зоны составляет 1486,92 т/год; северной – 402,6 т/год.

Таблица 1

Средняя зольность листовых пластинок древесных растений, произрастающих на территории западной и северной промышленных зон (в %)

Западная промышленная зона						
Исследуемые древесные растения	промышленные предприятия					
	ОАО «Гомельский химический завод»	ОАО «Гомельский литейный завод «Центролит»	ОАО «Гомельский домостроительный комбинат»	западная котельная	ОАО «Гомельский радиозавод»	ОАО «Гомельский завод пусковых двигателей имени П.К. Пономаренко»
береза повислая *Betula pendula*	8,33	7,0	–	–	7,0	8,30
тополь белый *Populus deltoides*	–	8,31	5,67	7,9	–	14,33
клен остролистный *Acer platanoides*	–	8,0	4,64	–	8,1	4,67

Северная промышленная зона					
Исследуемые древесные растения	ОАО «Гомельский завод литья и нормалей»	РУП «Гомсельмаш»	СОАО «Гомелькабель»	ОАО «Ратон»	северная котельная
береза повислая *Betula pendula*	4,65	4,67	6,0	3,67	–
тополь белый *Populus deltoides*	–	4,33	8,67	5,33	5,67
клен остролистный *Acer platanoides*	6,75	4,75	–	7,0	–

Примечание. Отсутствие данных по отдельным предприятиям обозначает отсутствие произрастания указанных видов на этой территории

Растительные образцы отбирались в течение вегетационного периода (август 2015 г.). Далее образцы быстро высушивали и методом сухого озоления в муфельной печи определяли содержание золы (повторность – не менее трехкратной для суммарных проб из данной точки наблюдений). Математическую обработку цифрового материала выполняли в MS-Excel.

Результаты определения зольности листьев исследуемых древесных растений представлены в табл. 1.

На рассматриваемых территориях произрастали различные представители древесных растений: береза повислая, тополь белый, клен остролистный, липа мелколистная, акация серебристая, сосна обыкновенная, ива плакучая, дуб черешчатый, каштан обыкновенный, рябина обыкновенная, орех грецкий. При этом к наиболее часто встречающимся представителям на территории исследуемых промышленных предприятий были отнесены береза повислая, тополь белый, клен остролистный.

Данные табл. 1 свидетельствуют о том, что тополь белый и клен остролистный по сравнению с березой повислой независимо от района произрастания отличаются более высокой зольностью листовых пластинок, что согласуется с данными других авторов [3]. Кроме того, древесные растения западной промышленной зоны накапливают зольные элементы в большем количестве по сравнению с образцами, собранными в северной промышленной зоне. Также, по мере снижения степени техногенного воздействия зольность образцов несколько снижается в половине рассматриваемых случаев (предприятия в табл. 1 расположены в порядке снижения объема выбросов загрязняющих веществ в атмосферу).

Достоверность различий между зольностью листовых пластинок древесных растений, произрастающих на территории промышленных предприятий и зон с различным уровнем техногенного влияния, оценивалась с помощью дисперсионного анализа (табл. 2).

Таблица 2

Результаты дисперсионного анализа зольности листовой пластинки древесных растений, произрастающих на территории западной и северной промышленной зоны

Исследуемые древесные растения	Значения F-критерия для предприятий зон		
	западная	северная	$F_{критич.}$
береза повислая *Betula pendula*	0,67	0,55	$F_{критич.}$ (3, 8) = 4,07 при p ≤ 0,05
тополь белый *Populus deltoides*	4,31	4,04	$F_{критич.}$ (3, 8) = 4,07 при p ≤ 0,05
клен остролистный *Acer platanoides*	1,88	0,61	$F_{критич.}$ (3, 8) = 4,07 при p ≤ 0,05 (для западной зоны) $F_{критич.}$ (2, 9) = 4,26 при p ≤ 0,05 (для северной зоны)
	Западная-северная промышленные зоны		
береза повислая *Betula pendula*	14,99		$F_{критич.}$ (1, 22) = 4,3 при p ≤ 0,05
тополь белый *Populus deltoides*	5,0		$F_{критич.}$ (1, 22) = 4,3 при p ≤ 0,05
клен остролистный *Acer platanoides*	0,02		$F_{критич.}$ (1, 22) = 4,3 при p ≤ 0,05

Таблицы дисперсионного комплекса по каждому из исследованных видов древесных растений содержали значения зольности листовых пластинок с территории предприятий западной и северной промышленных зон (табл. 1), а также массив значений в целом по всем предприятиям западной и северной промышленных зон (табл. 1).

Результаты дисперсионного анализа свидетельствуют о том, что значения F-критерия превышают F-критическое в нескольких случаях: для зольности тополя бе-

лого с территории предприятий западной промзоны, березы повислой и тополя белого с территории предприятий западной и северной зон. В остальных случаях достоверных различий не выявлено. Возможно, это связано с тем, что только значительная разница в уровнях техногенного воздействия на регион (как в случае западная-северная зоны) является причиной статистически достоверных различий между значениями зольности исследуемых растительных образцов. Это позволяет использовать данный критерий исследованных представителей древесных растений для индикации загрязнения атмосферного воздуха.

Результаты определения зольности исследуемых доминирующих травянистых растений представлены в табл. 3.

Таблица 3

Средняя зольность травянистых растений, произрастающих на территории западной и северной промышленной зоны г. Гомеля (в %)

Западная промышленная зона					
Исследуемые травянистые растения	промышленные предприятия				
	ОАО «Гомельский химический завод»	Гомельская ТЭЦ-2	ОАО «Гомельский литейный завод «Центролит»	ОАО «Гомельский домостроительный комбинат»	западная котельная
Астровые	11,7	10,7	–	7,6	9,4
Бобовые	–	7,7	15,2	6,7	–
Северная промышленная зона					
Исследуемые травянистые растения	ОАО «Гомельский завод литья и нормалей»	РУП «Гомсельмаш»	СОАО «Гомелькабель»	ОАО «Ратон»	северная котельная
Астровые	8,3	9,2	9,5	16,1	7,8
Бобовые	–	5,5	–	–	5,2

Примечание. Отсутствие данных по отдельным предприятиям обозначает отсутствие произрастания указанных видов на этой территории

Следует отметить, что на территории исследуемых промышленных зон произрастали представители семейства Астровые, Бобовые, Бурачниковые, Вьюнковые, Злаки, Гречишные, Капустные, Кипрейные, Норичниковые, Первоцветные. Однако наиболее часто встречающимися семействами в рассматриваемых промзонах явились Астровые и Бобовые. По травянистым растениям тенденция снижения величины зольности по мере уменьшения степени техногенного воздействия прослеживается более четко и во всех случаях по сравнению с древесными растениями в пределах промышленных предприятий двух зон (предприятия в табл. 3 расположены в порядке снижения объема выбросов загрязняющих веществ в атмосферу). При этом представители семейства Бобовые в среднем накапливают зольные элементы в большем количестве в западной промзоне по сравнению с северной. У Астровых зольность оказалась примерной равной на территории рассматриваемых промышленных зон. Следует также отметить, что зольность травянистых растений в большинстве случаев превышает показатели у древесных растений.

Результаты оценки достоверности различий между зольностью травянистых растений, произрастающих на территории промзон с различным уровнем техногенного воздействия, представлены в табл. 4.

По результатам анализа дисперсионных комплексов установлено, что значения F-критерия превышают F-критическое для Бобовых, произрастающих на исследуемых промышленных территориях, и для Астровых и Бобовых в целом, собранных в изучаемых районах. Таким образом, зольность травянистых растений семейства Бобовые достоверно различается при воздействии различного уровня техногенного загрязне-

ния на их формирование, что подтверждает возможность использования данного критерия для индикации загрязнения атмосферного воздуха.

Таблица 4

Результаты дисперсионного анализа зольности травянистых растений, произрастающих на территории западной и северной промышленных зон

Дисперсионные комплексы	Значения F-критерия	$F_{критич.}$
Астровые, западная-северная зоны	0,07	$F_{критич.}$ (1, 34) = 4,13 при p ≤ 0,05
Бобовые, западная-северная зоны	8,86	$F_{критич.}$ (1, 16) = 4,49 при p ≤ 0,05
Астровые-Бобовые в целом	29,7	$F_{критич.}$ (1, 70) = 3,98 при p ≤ 0,05

Таким образом, в результате сравнительного анализа величины зольности древесных и травянистых растений, произрастающих на территории промышленных зон, различных по уровню техногенного воздействия на окружающую среду, было установлено, что только значительная разница в уровнях техногенного воздействия на регион является причиной статистически достоверных различий между значениями зольности березы повислой и тополя белого. Из наиболее часто встречающихся травянистых растений зольность представителей семейства Бобовые достоверно различается при действии различной величины техногенного загрязнения. Полученные результаты подтверждают возможность использования величины зольности отдельных древесных и травянистых растений для индикации загрязнения атмосферного воздуха.

Литература

1. Ишимова А.Е. Зольность листьев, хвои и коры древесных растений как индикаторный признак загрязнения воздушного бассейна г. Семей. URL: www.geochemland.ru

2. Брагина О.М., Власова Н.В., Кравцева А.П., Петрова А.Б., Помогайбин Е.А., Трубников А.М., Янков Н.В. Особенности химического состава фитомассы некоторых дикорастущих и культивируемых древесных растений: к оценке зольного компонента // Известия Самарского научного центра РАН. 2014. № 1 (3). С. 724-727.

3. Кавеленова Л.М., Здетоветский А.Г., Огневенко А.Я. К специфике содержания зольных веществ в листьях древесных растений в городской среде в условиях лесостепи (на примере Самары) // Химия растительного сырья. 2001. № 3. С. 85-90.

УДК 631.47

ЦЕЗИЙ-137 В МОХОВО-ТРАВЯНИСТО-КУСТАРНИЧКОВОМ ЯРУСЕ ФОНОВЫХ ЛАНДШАФТОВ ТУНДРЫ И ТАЙГИ ЦЕНТРА ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

Усачева А.А.(1,2), Семенков И.Н.(1,2)
(1) *ИГЕМ РАН, Москва, e-mail: usacheva@list.ru*
(2) *МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва*

Испытания ядерного оружия в атмосфере обусловили глобальное загрязнение Земли продуктами радиоактивного распада, в том числе цезием-137 – искусственным радионуклидом с периодом полураспада 30,2 лет, который является одним из главных дозообразующих техногенных радионуклидов, составляющих радиационный фон. Имеющаяся обширная литература по геохимии цезия-137 в ландшафтах основана на исследованиях территорий, загрязненных в результате аварий на производственном объединении «Маяк», атомных электростанциях. В фоновых тундровых и таежных ландшафтах, охватывающих более 2/3 площади России, слабо изучены миграция и аккумуляция цезия-137 [1, 2 , 3]. Актуальность изучения его поведения в ландшафтах, не подвергшихся загрязнению вследствие аварий, определяется постоянно возрастающей ролью атомной энергетики, расширением географии расположения ядерно- радиационно-опасных объектов и повышенным вниманием общественности к вопросам радиационной безопасности.

Целью проведенных исследований является анализ распределения цезия-137 в моховой, травянистой и кустарничковой растительности фоновых тундровых и таежных ландшафтов Западной Сибири.

Таблица 1

Запасы цезия-137 в растениях и почвах фоновых тундровых и таежных ландшафтах центра Западной Сибири

Ландшафты			Запасы в ландшафте, %	
			Растения	Почвы
Тундровые	автоморфные	ТЭ	37,7	62,3
	гидроморфные	СА	39,9	61,1
Северотаежные	автоморфные	А	13,0	87,0
	полугидроморфные	ТЭ-ТСА	97,7	0,3
	гидроморфные	ТСА	23,1	76,9
			52,1	47,9
Граница северной и средней тайги	автоморфные	А	21,5	78,5
		ТЭ	16,0	84,0
	полугидроморфные	ТЭ-ТСА	15,6	84,4
	гидроморфные	ТСА	100	0
			22,6	77,4
		ТЭ-ТСА	26,2	73,8
Среднетаежные	автоморфные	ТЭ	1,2	98,8
			0,9	99,1
			6,3	93,7
	полугидроморфные	ТЭ	0,1	99,9
	гидроморфные	ТСА	7,7	92,3
			6,5	93,5

Элементарные ландшафты: А – автономные, ТЭ – трансэлювиальные, ТСА – транссупераквальные, СА - супераквальные

Объектами исследования стали почвенно-геохимические катены четырех участков в Западной Сибири, в которые цезий-137 поступал исключительно в виде глобальных выпадений. Ландшафты трещинно-полигональной типичной тундры изучены в западной части Гыданского полуострова, на слабо расчлененном междуречье рек Яраяха и Седеяха (участок Тазовский). Болотно-лесные ландшафты исследованы в северной тайге (средняя часть бассейна р. Пур, 2 км к северу от г. Губкинский – участок Пурпе) на границе северной и средней тайги (Сибирские увалы, 4 км к северо-востоку от г. Ноябрьск) и в средней (север Тобольского материка, 3 км к югу от пос. Салым) тайге. На 50 точках заложен 51 разрез, отобрано 373 почвенных и 27 растительных образцов.

Удельная активность ^{137}Cs измерена в 281 пробе методом прямого γ-спектрометрического анализа с использованием полупроводникового Ge(Li)-детектора GEM-4519 (GLP-25300/13), оснащенном NaI(Tl)-детекторами 160×160 мм с колодцами 55×110 мм (аналитик Р.В. Соломенников, ИГЕМ РАН).

В лесной подстилке и неразложившемся опаде активность ^{137}Cs варьирует от 52 до 94 Бк/кг, запасы от 116 до 425 Бк/м^2, что составляет 6 – 40% от запасов в ландшафте при среднем 23% (n=5). Максимум запасов обнаружен в опаде хвои сосны северотаежных ландшафтов, минимум – в подстилке из неразложившейся листвы и хвои среднетаежных ландшафтов. В среднем, на растительность приходится 27% от суммарных запасов ^{137}Cs в ландшафтах при очень высокой вариабельности (Cv=107%). В более гидроморфных условиях доля запасов ^{137}Cs, приходящихся на кустарничково-травянисто-моховой ярус повышена (табл. 1).

От средней тайги к северной увеличивается доля запасов ^{137}Cs в растительном ярусе и частота обнаружения высокоактивных проб растительности (табл. 2), что связано с меньшими величинами годового прироста фитомассы, способствующей «разбавлению» пиковых глобальных радиоактивных выпадений 60-х гг. XX века. В распределении абсолютных величин (Бк/м^2) запасов явной закономерности не выявлено.

Таблица 2

Цезий-137 в мохово-травянисто-кустарничковом ярусе таежных ландшафтов центра Западной Сибири

Ландшафты	Активность, Бк/кг	Запасы, Бк/м^2
Северотаежные (9)	117±41	208±142
	52–170	30–410
Граница северной и средней тайги (7)	86±31	308±192
	52–150	116–736
Среднетаежные (8)	36±37	26±27
	2,3–110	1–83

Здесь и далее числитель – среднее значение и стандартное отклонение, знаменатель – минимум и максимум, в скобках – число проб

Средняя плотность загрязнения ^{137}Cs уменьшается от моховых сообществ (представители родов *Dicranum*, *Politrichum* и *Sphagnum*) к лишайниковым (*Cladonia* и *Cetraria*), кустарниковым (*Bétula nána*, *Lédum*, *Vaccínium*, *Rubus chamaemorus, Salix polaris, Filipéndula*) и осоковым (табл.3), что связано с филогенетическими особенностями и ранее отмечалось в накоплении металлов растениями тайги и тундры Восточно-Европейской равнины [4, 5].

Ряд изученных растительных сообществ тундр и тайги Западной Сибири по уменьшению средних величин активности ^{137}Cs сходен с рядом по плотности загрязнения: зеленомошный и долгомошный> лишайниковый, кустарничковый, сфагновый> осоковый [6]. Во мхах по сравнению с кустарничками и осоками даже при близкой удельной активности запасы цезия-137 больше из-за повышенной (10 раз) фитомассы.

Таблица 3

Цезий-137 в мохово-травянисто-кустарничковом ярусе тундровых и таежных ландшафтов Западной Сибири

Растительность	Доминант	Удельная активность, Бк/кг	Запасы Бк/м²
Зеленомошная и кустарничково-зеленомошная (3)	Dicranum sp.	120±23 94–150	293±33,5 256–337
Долгомошная и кустарничково-долгомошная (5)	Politrihum sp.	116±35 82–165	302±99 96–410
Беломошная (5)	Cladonia sp., Cetraria sp.	87±44 52–170	173±50 116–237
Кустарничковая (8)	нет	71±36 6–110	120±128 4–410
Осоковая (кустарничково-осоковая и осоково-сфагновая) (4)	нет	68±58 6–150	30±25 4–70
Сфагновая и разнотравно-кустарничково-сфагновая (12)	Sphagnum sp.	66±47 6–165	162±219 1–736

В сфагновых сообществах с наименьшими средними величинами активности и запасов цезия-137 (66 Бк/кг и 162 Бк/м²) вариабельность показателей максимальна среди моховых сообществ (Cv составляет 81 и 148% соответственно), по-видимому, из-за высокой вариабельности фитомассы. Во всех родах мхов максимальные значения, как правило, приурочены к их нижним бурым частям, что согласуется с литературными данными [7]. Наименьшая вариабельность активности и запасов обнаружена в зеленомошных растительных ассоциациях (Cv равен 19 и 11% соответственно).

Активность и запасы ^{137}Cs максимальны в мохово-травянисто-кустарничковом ярусе открытых пространств (табл. 4) и превышают аналогичные показатели в лесных биогеоценозах в 2 и 3 раза соответственно.

Таблица 4

Цезий-137 в мохово-травянисто-кустарничковом ярусе в зависимости от наличия или отсутствия древесного яруса

Древесный ярус	Активность, Бк/кг	Запасы, Бк/м²
Сосна, береза (8)	52,8/98 2,3–150	78,4/138 1–337
Отсутствует (13)	93,5/50 25–170	226,5/93 13–736
Разреженный лес или его опушка (5)	89,4/42 52–160	203/52 55–351

Числитель – среднее значение и коэффициент вариации Cv (%), знаменатель – минимум и максимум, в скобках – число проб

Непропорционально повышенная плотность загрязнения на открытых пространствах объясняется повышенными значениями фитомассы наземной растительности, которая несколько угнетается в затененных местообитаниях сосновых и смешанных лесов. Кроме того, в лесных биогеоценозах при выпадении осадков существенная часть цезия-137 задерживается кронами деревьев.

Выводы. 1. На мохово-травянисто-кустарничковый ярус приходится около 30% запасов цезия-137 от суммарного его количества в тундровых и таежных ландшафтах Западной Сибири. Средняя активность и плотность загрязнения в кустарничково-травянисто-моховом покрове уменьшается от северной к южной тайге из-за увеличения ежегодного прироста биомассы и от более сухих к более влажным местообитаниям.

2. Средние запасы и удельная активность ^{137}Cs уменьшаются в ряду сообществ: долгомошные, зеленомошные>беломошные, сфагновые, кустарничковые> осоковые. В растениях наибольшие запасы цезия-137 характерны для нижних частей мхов.

3. В лесных биогеоценозах удельная активность и плотность загрязнения ^{137}Cs мохово-травянисто-кустарничкового яруса в 2 – 3 раза меньше по сравнению с ландшафтами открытых пространств.

Литература

1. Парамонова Т.А. Аккумуляция техногенного Cs-137 в почвах фоновых ландшафтов южной тайги европейской территории России // Радиоэкология: итоги, современное состояние и перспективы. Всерос. науч.-исслед. ин-т с.-х. радиологии и агроэкологии. Обнинск, 2008. С. 229-239.

2. Пузанов А.В., Балыкин С.Н., Балыкин Д.Н. Радиоактивные элементы в почвах бассейна р. Нижняя Тунгуска // Мир науки, культуры, образования. 2008. № 5. С. 26-29.

3. Balykin D.N., Puzanov A.V., Balykin S.N. Ecologo-geochemical assessment of the Vasyugan river valley (Tomsk oblast) // Geography and Natural Resources. 2013. Vol. 34 (2). P. 166-171.

4. Авессаломова И.А. Биогеохимия среднетаежных ландшафтов юга Архангельской области // Вестник Московского университета. Серия 5: География. 2006. № 1. С. 50-56.

5. Тентюков М.П. Геохимия ландшафтов равнинных тундр (на примере Ямала и Большеземельской тундры). Сыктывкар, 2010. 260 с.

6. Семенков И.Н., Усачева А.А. Цезий-137 как маркер современных почвенных турбаций // Фундаментальные исследования. 2013. № 10. Вып. 7. С. 1478-1481.

7. Щербов Б.Л., Страховенко В.Д., Маликова И.Н., Осипова Л.П., Сухоруков Ф.В., и др. Сравнительная характеристика современного радиоактивного загрязнения территорий Западной Сибири, прилегающих к Семипалатинскому и Новоземельскому полигонам (на примере Алтая и Пур-Тазовского междуречья) // Сибирский экологический журнал. 2000. № 1. С. 51-60.

УДК551.46.01

СКОРОСТЬ ОСАДКОНАКОПЛЕНИЯ В ОЗЕРЕ БОЛЬШОЙ ТАМБУКАН И ХРОНОЛОГИЯ ЗАХОРОНЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ

Федоров Ю.А., Кузнецов А.Н.

Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону,
e-mail: fed29@mail.ru, ankuznecov@sfedu.ru

Озеро Большой Тамбукан является одним из уникальных природных объектов, расположенных на юге России, поскольку в недрах водоема в естественных условиях зарождается сульфидная лечебная грязь. В течение большого отрезка времени (около 200 лет) минерализация воды озера варьировала в широких пределах. В настоящее время она изменяется в пределах 25-27 г/л и достигла исторического минимума [1, 2], что представляет серьезную угрозу для экосистемы озера и может привести к ухудшению качества лечебных сульфидных грязей. На это обстоятельство обратило внимание Правительство Российской Федерации в лице Заместителя Председателя Правительства А.Г. Хлопонина в письме к руководителю Минприроды России (С.Е. Донскому) и Росгидромета (А.В. Фролову) с предложением «Провести исследование гидрологического режима озера Тамбукан с установлением причин снижения уровня минерализации» (г. Москва, АХ-П9-8302 №4 от 9 декабря 2015).

Авторы [1-5] занимаются этой проблемой уже более двух десятков лет и считают, что она носит комплексный характер и следует исследовать не только гидрологогидрохимический режим и причину его изменения, но и скорости современного осадконакопления, как одного из факторов оказывающего влияние на депонирование загрязняющих веществ. Определение скорости седиментации в том или ином водоеме имеет большое значение для понимания условий формирования осадочного чехла и особенностей процессов, происходящих в его толще в раннем диагенезе. Этот показатель важен и при оценке масштабов и хронологии антропогенного прессинга, поскольку концентрация техногенных загрязняющих веществ в донных отложениях определяется не только их потоками, но и степенью разбавления природным седиментационным материалом [2]. По разрезу грязевой залежи изучены удельная активность цезия-137 и свинца-210, а также валовое содержание двух приоритетных тяжелых металлов – ртути и свинца.

Результаты исследований показали, что в воде озера Большой Тамбукан обнаружена низкая активность техногенного радионуклида цезия-137, близкая к пределу чувствительности метода, что подтверждает отсутствие значимых современных источников загрязнения в бассейне озера. Вертикальное распределение удельной активности цезия-137 в донных отложениях озера крайне неравномерно. Практически весь цезий-137 сосредоточен в верхних слоях лечебной грязи мощностью 15 см. В поверхностном горизонте удельная активность цезия-137 составила более 100 Бк/кг. В подповерхностном горизонте (5–10 см) четко выделяется пик активности радионуклида (более 350 Бк/кг), связанный с атмосферными выпадениями, поступившими на акваторию озера в результате чернобыльской аварии. Четкий глобальный пик активности радионуклида обнаружен не был. Однако, не исключено, что обнаруженный на больших глубинах цезий -137 является «размытым» пиком, образовавшимся вследствие радиоактивного распада радионуклида, связанным с глобальными выпадениями. Удельная активность цезия-137 в донных отложениях озера Большой Тамбукан в слое, относящемся к чернобыльским выпадениям, намного выше, чем аналогичные величины в озерах Абрау, Малый Утриш и Малый Лиман, Пеленкино. Этот факт можно объяснить как повышенной соленостью водоема, так и его геоморфологическими условиями (расположено в котловине), гранулометрическим составом донных отложений и отно-

сительно большой, по сравнению с поверхностью водоема, площадью водосборного бассейна. Кроме того, быстрому выведению цезия-137 из водной толщи озера в донные отложения способствует процесс соосаждения радионуклида с гидроокислами марганца и железа.

На основе данных о вертикальном распределении активности цезия-137 была оценена скорость осадконакопления в озере. По глубине залегания чернобыльского пика активности радионуклида можно судить о том, что скорость осадконакопления в озере Большой Тамбукан колеблется в пределах от 2,1 до 4 мм/год (в среднем 3,1 мм/год). Разброс величин скорости седиментации объясняется погрешностями на этапе опробования, толщиной отобранных слоев керна и точностью измерения величин удельных активностей радионуклидов. Эти сведения близки также к величинам скоростей осадконакопления, полученными для акватории и Азовского моря [6].

Осредненные темпы осаждения терригенного материала на дно озера, рассчитанные по упрощенной модели и по модели, учитывающей активность свинца-210, образовавшегося в результате распада ^{222}Rn [2], составили 4 мм/год и 2,3 мм/год (в среднем 3.2 мм/год) соответственно. Полученные скорости хорошо сопоставимы с аналогичными величинами, рассчитанными при помощи радиоизотопа цезия-137. Были также оценены темпы осаждения вещества в озере при помощи седиментационных ловушек [5]. Полученная средняя величина интенсивности поступления осадков на дно озера составила 2,35 мм/год, что хорошо согласуется с приведенными результатами вычислений.

Неплохая сходимость результатов подтверждает правильность определения темпов накопления осадков в водоеме, что позволяет сделать вывод о корректности применимых методик. Используя данные о вертикальном распределении избыточной активности свинца-210 в колонке донных отложений, была оценена скорость осадконакопления в каждом отдельном горизонте и прослежена ее флуктуация. Из анализа сведений, представленных в отчете режимных наблюдений за уровнем воды в озере, выясняется, что колебания скорости осадконакопления во времени объясняются скачкообразным изменением уровня воды в озере. Минимальные значения величины скорости осадконакопления в озере наблюдались в 1930-х – 1940-х гг. Известно, что именно в 1930-х гг. озеро Большой Тамбукан пересыхало [1]. Для предотвращения гибели водоема в 1930–1932 гг. произошло обводнение озера более пресными водами из реки Этока. В результате в первые несколько лет после распреснения воды в озере скорость осадконакопления значительно уменьшилась. Впоследствии водный режим временно нормализовался, и скорость осадконакопления постепенно возрастала. С середины 1950-х гг. до 1971 г. для сохранения грязевой залежи вокруг водоема высажены влагоудерживающие породы деревьев. Как следствие, уменьшился твердый сток в озеро (снизилось количество терригенного материала, поступающего в водоем за счет абразии берегов), и сократилась величина скорости накопления донных осадков. Значительное увеличение интенсивности процесса седиментогенеза наблюдалось в 1980-х – 1990-х гг.

В озере Большой Тамбукан концентрация ртути (мкг/г сухой массы) в поверхностном слое донных отложениях (0-5 см) изменяется от 0,04 до 0,21 мкг/г с.м. (в среднем 0,11 мкг/г с.м.). Отмечена тенденция к возрастанию содержания ртути по мере приближения к автомобильной дороге. Важно отметить, что концентрация ртути в верхнем слое самой лечебной грязи составляет лишь 0,06-0,08 мкг/г с.м. ПДК на ртуть для донных отложений не разработаны, поэтому можно говорить лишь о том, что ее содержание в ней не превышает фонового значения [3, 4].

В лечебной грязи концентрация свинца составила 18,3 мкг/г с.м. В донных отложениях, которые являются по сути дела затопленными почвами, свинец содержался в количествах от 30,15 до 44,8 мкг/г с.м. (в среднем 38,0 мкг/г с.м.). Если ориентировать-

ся на данные по распределению содержания свинца и ртути в донных отложениях водных экосистем Земного шара [7], находящихся в относительно незагрязненных районах то установленные нами вариации концентраций металлов не вызывают очень сильного беспокойства. В то же время определенная озабоченность по поводу наблюдаемых содержаний этих металлов, особенно в бывших затопленных почвах, должна существовать. Она вызвана тем, что ртуть и свинец могут поступать в рапу и лечебную грязь не только непосредственно с атмосферными осадками и поверхностным стоком, но и в результате вторичного загрязнения при его высвобождении в процессе трансформации органического и минерального вещества затопленных почв. Начиная с глубины 20-25 см в грязевых отложениях начинает снижаться как содержания ртути, так и свинца. Ниже по разрезу залегают лечебные грязи, в которых концентрация этих токсичных металлов не превышает природные «фоновые» значения [3, 4].

Распределение техногенного цезия-137 по разрезу донных отложений дало возможность определить мощность слоя, сформировавшегося под влиянием деятельности человека на экосистему озера в пределах 20–30 см. Этот горизонт выделен нами как «слой антропогенного воздействия» [3]. Сведения, полученные по распределению валового содержания свинца и ртути, позволили уточнить ранее полученные результаты и повысить нижнюю границу залегания данного слоя до 25 см. Расчет с применением данных по скоростям осадконакопления, полученных с помощью двух методов датировки, указывает на то, что «слой антропогенного воздействия», где в районах не затронутых добычей лечебных грязей обнаружены повышенные концентрации ТМ, начал формироваться в начале 20-х годов прошлого столетия.

Работа выполнена при финансовой поддержке проекта РФФИ № 15-05-04977

Литература

1. Федоров Ю.А. Гидролого-гидрохимические исследования сульфидного озера Большой Тамбукан // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2013. № 2. С. 81-88.

2. Федоров Ю.А., Кузнецов А.Н., Доценко И.В., Афанасьев К.А. Оценка скорости осадконакопления в сульфидном озере Большой Тамбукан по результатам определения активности ^{137}Cs и ^{210}Pb. // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки, 2013. №6. С. 90-93.

3. Федоров Ю.А., Салов Г.В., Новосельцева А.П. Свинец: уровни концентрации, распределение и поведение в атмосферных осадках, воде, рапе, донных отложениях и лечебной грязи района КМВ // «Современные методы эколого-геохимической оценки состояния и изменений окружающей среды»: Тез. докл. Междунар. школы. Новороссийск–Ростов-на-Дону, 2003. С. 136-137.

4. Федоров Ю.А., Салов Г.В., Новосельцева А.П. Ртуть: уровни концентрации, распределение и поведение в атмосферных осадках, воде, рапе, донных отложениях и лечебной грязи района КМВ // «Современные методы эколого–геохимической оценки состояния и изменений окружающей среды»: Тез. докл. Междунар. школы. Новороссийск–Ростов, 2003. С .137-138.

5. Денисов В.И., Черноусов С.Я., Шевченко В.П., Федоров Ю.А., Потапов Е.Г. Первые результаты инструментальных исследований потоков аэрозолей и осаждающейся взвеси в озере большой Тамбукан методом взвесенакопителей // Сб. тр. V Междунар. конф. «Экологические проблемы. Взгляд в будущее». Ростов-на-Дону, 2008. С.168-171.

6. Федоров Ю.А., Кузнецов А.Н., Трофимов М.Е. Скорость осадконакопления в Азовском море по результатам определения активности ^{137}Cs и ^{241}Am // ДАН. 2008. Т. 423. № 2. С. 262-263.

7. Мур Д.В., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах. М.: Мир, 1987. 286 с.

УДК 502.55

РОЛЬ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ В СИСТЕМЕ ВОДА-ПОРОДА В ФОРМИРОВАНИИ ЛАНДШАФТОВ ПРИ ТЕХНОГЕННОМ ГАЛОГЕНЕЗЕ

Хайрулина Е.А.

Естественнонаучный институт

Пермского государственного национального исследовательского университета, Пермь, e-mail: elenakhay@gmail.com

Физико-химические процессы играют важную роль в формировании ландшафтно-геохимической структуры территории [1]. Их активизация в результате производственной деятельности в некоторых случаях может быть определяющей в появлении специфических техногенных ландшафтов. Влияние на ландшафты некоторых физико-химических процессов в системе вода-порода рассмотрено на территории крупнейшего в России разрабатываемого месторождения солей – Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей (ВКМКС) (Пермский край). Формирование месторождения в Предуральском краевом прогибе произошло в ранней перми и связано с галогенными осадками лагунного типа. Содержание KCl в руде 18-34%, $MgCl_2$ 20-25%. Геологические запасы представлены карналитовой породой, сильвинитами и каменной солью. Месторождение относится к хлоридному типу. Перекрывающими и вмещающими являются сульфатные и карбонатные породы.

Подземные воды надсолевой толщи представлены шешминским, верхнесоликамским, нижнесолекамским и четвертичным водоносными комплексами. На поверхность в основном разгружаются воды шешминского водоносного комплекса, характеризующегося Ca–HCO_3 составом с минерализацией около 300 мг/л и pH около 7,0.

Активная разработка месторождения калийных солей привела к резкому увеличению содержания водорастворимых солей в окружающей среде, основными источниками которых являются галитовые отходы, шламы и рассолы. Твердые галитовые отходы на более чем 90% состоят из NaCl, шламы – на 35-40% из водорастворимых солей и 60-65% из нерастворимого глинистого осадка. В результате фильтрации атмосферных осадков и рассолов сквозь толщу солеотвалов и шламохранилищ формируются техногенные Na–Cl фильтрационные стоки с минерализацией от 11 г/л до 300 г/л и нейтральным pH. Содержание хлоридов достигает 200 г/л, сульфатов 3,7 г/л, натрия 128 г/л, калия 20 г/л, кальция 2 г/л.

В процессе миграции техногенных рассолов через горные породы соленые Na–Cl воды более интенсивно, чем природные Ca–HCO_3 воды растворяют глинистые, местами доломитизированные известняки и мергели [2] и при контакте с кальцием, магнием и сульфатами горных пород происходит повышение их содержания в подземных и поверхностных водах. В катионном соотношении техногенные воды родников смещаются к увеличению содержания кальция и магния, а в анионном – к хлоридам и сульфатам (рис. 1а).

Минерализация техногенных подземных вод, выходящих на поверхность в виде родников, достигает 45,6 г/л, концентрация ионов хлорида увеличивается до 22,3 г/л, натрия – до 10,2 г/л и калия – до 5,8 г/л при pH 6,6-8,0. Содержание в подземных водах иона магния и кальция достигает высоких значений 5,1 г/л и 2,2 г/л (соответственно). По преобладающим ионам техногенные подземные воды представлены Na–Cl и Ca,Na–Cl составом.

Разгрузка техногенных подземных вод в долинах рек вблизи источника загрязнения приводит к формированию Na–Cl состава поверхностных вод (рис. 1б). Минерализация поверхностных вод, испытывающих максимальную солевую нагрузку, достигает

60 г/л, концентрация ионов хлоридов увеличивается до 34,0 г/л, натрия до 19,0 г/л и калия до 4 г/л, при pH 7,3. Содержание ионов магния и кальция снижается до 0,3 г/л и 1,5 г/л соответственно. Тем не менее, при некотором удалении от источника загрязнения и при снижении минерализации до 3 г/л содержание кальция в водах преобладает над натрием и формируется Ca,Na–Cl состав поверхностных вод.

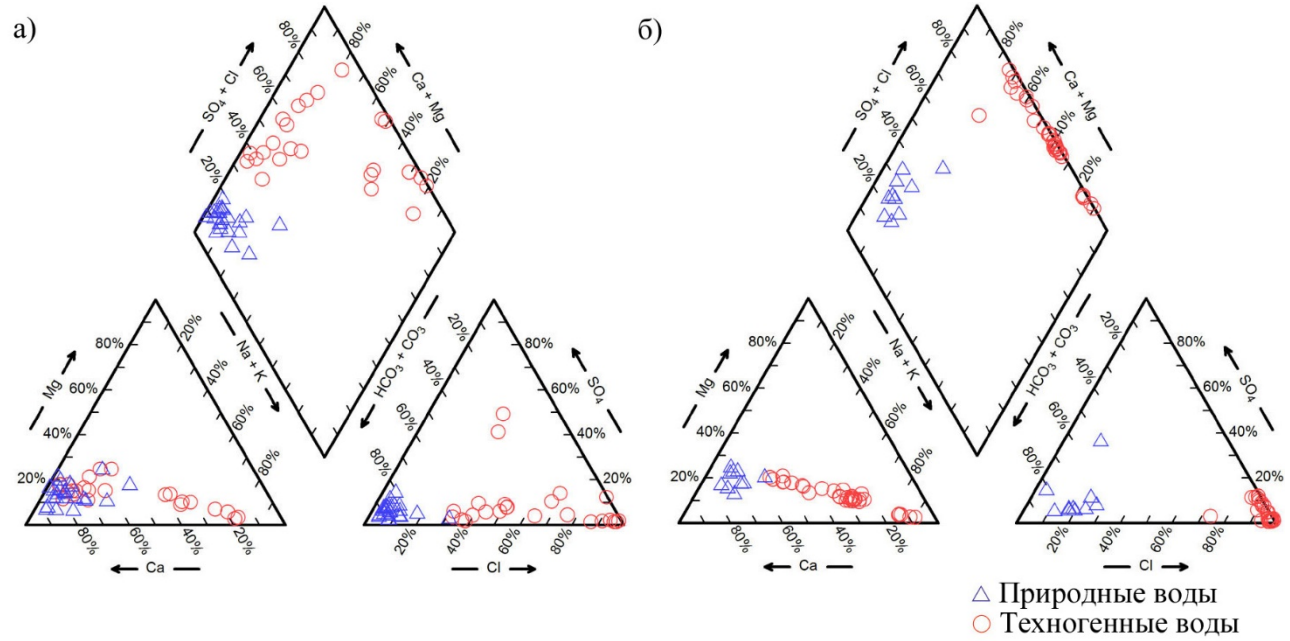


Рис. 1. Химический состав а) подземных и б) поверхностных вод в виде Piper diagram, мг-экв/л

В долинах рек на гидроморфных почвах, в местах площадной разгрузки или близкого залегания подземных высокоминерализованных вод могут формироваться «железные шляпы» – пятна охристого цвета с отсутствием растительности. Для них характерны максимальные содержания хлоридов (свыше 160 г/л) в водной вытяжке из верхнего горизонта почв, что свидетельствует о влиянии подземных вод.

На поверхности почвенного покрова, в условиях окислительного режима двухвалентное железо рассолов окисляется с образованием гидрогетита, гетита, магматита и разнообразных железистых образований. Минеральный анализ верхнего горизонта почв (мощностью 0-2 см) показал, что содержание железистых образований достигает 85 % от нерастворимой части пробы, а ожелезненных растительных остатков – 20 %.

В нижнем почвенном горизонте мощностью 15-30 см в результате деятельности сульфатредуцирующих бактерий образуется сероводород (до 17,0 мг/кг), значение окислительно-восстановительного потенциала Eh снижается (-156 – -197), развиваются резко восстановительные условия. Вероятней всего, ниже кислородного геохимического барьера происходит формирование гидротроилитового горизонта. В природных условиях гидротроилит – водный сульфид железа – образуется в сульфатных водоемах степной и пустынной зон [3-5], где развивается десульфуризация и продуцируется H_2S. Ниже гидротроилитового горизонта расположен горизонт с глеевой обстановкой.

Формирование сульфидных солончаков на территории Верхнекамского месторождения в условиях южной тайги обусловлено близким залеганием подземных вод с повышенным содержанием сульфатов. В местах площадной разгрузки таких вод содержание сульфатов в водной вытяжке почв достигает 7 г/л. Коэффициент корреляции (r) между содержанием SO_4^{2-} и Cl^- в почвах составляет 0,86, что свидетельствует о тесной связи хлоридного загрязнения и повышенного содержания сульфатов. Источником железа, в основном, являются гидрооксиды железа шешминских пестроцветных

пород [6] и почвенные минералы [7], которые более активно выщелачиваются под воздействием техногенных высокоминерализованных подземных вод. Высокое содержание органики в почвах способствует формированию сульфидной обстановки под воздействием микробиологической деятельности.

Формирование окислительных геохимических барьеров исследовано на примере природно-техногенных комплексов долины р. Ленва, в которую на протяжении 40-50 лет осуществляется сток с накопителей отходов двух действующих калийных предприятий. Минерализация вод р. Ленвы изменяется на своем протяжении от 3 до 18 г/л. Более половины от общей минерализации составляют хлориды. Протяженность данных проявлений в долине р. Ленвы составляет более 3 км (рис. 2). Погибшая древесная растительность, ожелезненные и слаборазложившиеся остатки растительности в почвах свидетельствуют, что формирование сульфидных солончаков произошло недавно.

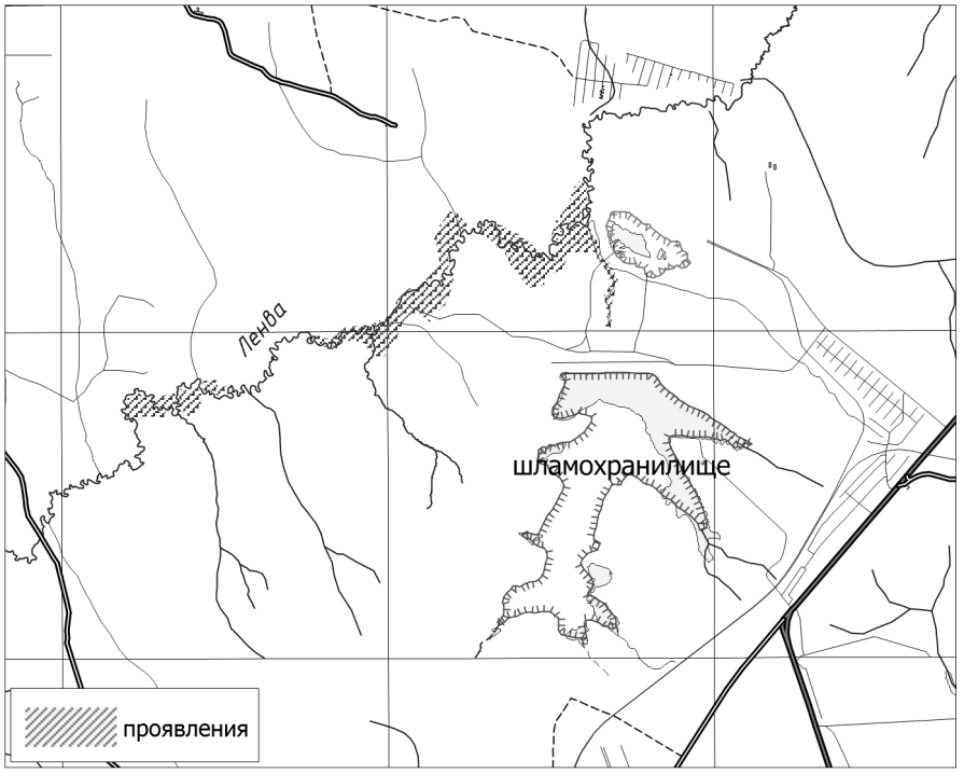


Рис. 2. Распространение «железных шляп» в долине р. Ленва

Техногенные стоки шламохранилищ и солеотвалов формируют Na–Cl техногенные подземные воды, которые активизируют процессы выщелачивания и ионного обмена в системе вода-порода интенсивнее, чем при фильтрации природных пресных вод. Вследствие этого в подземных и поверхностных водах на фоне высокого уровня хлоридного загрязнения увеличиваются содержания кальция, магния, сульфатов и железа, а в долинных ландшафтах при площадной разгрузке загрязненных подземных вод формируются сульфидные солончаки с «железными шляпами» на поверхности почв.

Работа поддержана грантом РФФИ 15-05-07461 и Министерством образования и науки РФ №14.B37.21.0603.

Литература

1. Перельман А.И. Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М: «Астрея-2000», 1999. 768 с.

2. Юй Лю, Лехов А.В. Моделирование изменения фильтрационных параметров загипсованных пород при фильтрации рассолов // Геоэкология. Инженерная геология.

Гидрогеология. Геокриология. 2012. № 6. С. 551-559.

3. Касимов Н.С. Геохимия степных и пустынных ландшафтов. М.: Изд-во МГУ, 1988. 253 с.

4. Касимов И.С., Геннадиев А.Н., Лычагин М.Ю., Крооненберг С.Б., Кучеряева В.В. Геохимические изменения прибрежных почв центрального Дагестана при подъеме уровня Каспийского моря // Почвоведение. № 1. 2000. С.16-27.

5. Salama R.B., Otto C.J., Fitzpatrick R.W. Contributions of groundwater conditions to soil and water salinization // Hydrogeology Journal. 1999. № 7. P. 46-64.

6. Мигунов Л.В. Инфильтрационная минеральная зональность надсолевых толщ. СПб.: Наука, 1994. 150 с.

7. Ворончихина Е.А. Оценка роли таежных почв как регуляторов содержания железа и марганца в поверхностных водах бассейна Камы // Экология и биология почв. Ростов-на-Дону, 2004. С.51-54.

УДК 550.46

ОЦЕНКА ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ ДОЛЕВОГО УЧАСТИЯ ХЛОРИД-ИОНОВ АТМОСФЕРНЫХ ОСАДКОВ В ИХ РЕЧНОМ СТОКЕ (НА ПРИМЕРЕ КАРСТОВЫХ И НЕКАРСТОВЫХ ГЕОСИСТЕМ СЕВЕРА ВОСТОЧНО-ЕВРОПЕЙСКОЙ РАВНИНЫ)

Хайруллина Д.Н.

Казанский (Приволжский) федеральный университет, Казань, e-mail: dinara-hi@yandex.ru

Как известно, основными источниками ионов в стоке малоосвоенных рек служат атмосферные осадки и горные породы. В данной работе проводится пространственно-временная оценка долевого участия активных водных мигрантов (на примере хлорид-ионов) атмосферных осадков в их речном стоке (α) на примере малоосвоенных бассейнов рек северной покатости Восточно-Европейской равнины.

В основе работы лежат материалы по метеостанции Усть-Вымь и 4 гидрологическим постам (р. Седь-Ю – пос. Седью, Ухта – г. Ухта, р. Пинега – д. Согры, Вашка – д. Вендинга) Северного УГМС за период с 1958 по 2007 гг.

Методика, на которой базируется исследование, указана в работах [2-4].

Выбранные речные бассейны относятся к карстовым (бассейны рр. Седь-Ю и Ухта) и некарстовым (бассейны рр. Пинега и Вашка) геосистемам.

В физико-географическом отношении бассейны рр. Седь-Ю и Ухта располагаются в пределах возвышенной глубоко расчлененной равнины Южного Тимана, сложенной карстующимися трещинноватыми палеозойскими карбонатными породами (доля подземного питания здесь составляет около 40% годового). Бассейны рр. Пинега (выше д. Согры) и Вашка (выше д. Вендинга), напротив, располагаются в пределах пологоволнистой равнины Двинско-Мезенского плато, сложенной геохимически более инертными моренными суглинками со слабой инфильтрационной способностью (доля подземного питания здесь составляет порядка 15%) [1].

По результатам расчетов произведен анализ пространственной (для карстовых и некарстовых геосистем) и временной (анализ по пятилетиям, вариабельности, тенденции и сезонная декомпозиция ряда наблюдений) изменчивости α [5]. Так, в пространственном аспекте среднемноголетняя величина α для карстовых геосистем держится на низком уровне (р. Седь-Ю - 23%, р. Ухта – 16%). Напротив, для геосистем, сложенных более водоупорными породами, значения возрастают в 3-4 раза (р. Пинега – 71%, р. Вашка – 67%), что говорит о большем вкладе геохимически внешних факторов (атмосферных осадков, аккумулирующих в том числе выбросы промышленных предприятий) [4].

В отношении временной изменчивости по пятилетиям можно выделить 3 периода: 1) период относительного гидрохимического фона (до 1967), 2) период антропогенного воздействия (1968-1987 гг.), 3) современный период (1988-2007 гг.) (рис. 1) [2]. Так, в рамках карстовых геосистем на примере бассейна р. Седь-Ю минимальные величины α отмечаются до 1987 г. (14-19%), возрастая в современный период до 24-35% (рис. 1).

Для бассейна р. Ухта, напротив, максимальные значения прослеживаются в период гидрохимического фона, снижаясь до 6-10% (1973-1992 гг.) (рис. 1). Такая закономерность в данной категории бассейнов обусловлена тем, что в период антропогенного воздействия фиксируется повышенный сток хлорид-ионов, тогда как выпадения хлорид-ионов с атмосферными осадкам в этот период минимальны.

В пределах некарстовых геосистем относительно низкие показатели свойственны второй половине периода антропогенного воздействия (1978-1987 гг.) (р. Пинега – 31-52%, р. Вашка – 39-64%). В период гидрохимического фона значения несколько повышены (р. Пинега – 67-72%, р. Вашка – 63%), равно как в современный период устойчиво фиксируются высокие показатели (р. Пинега – 80-94%, р. Вашка – 79-92%).

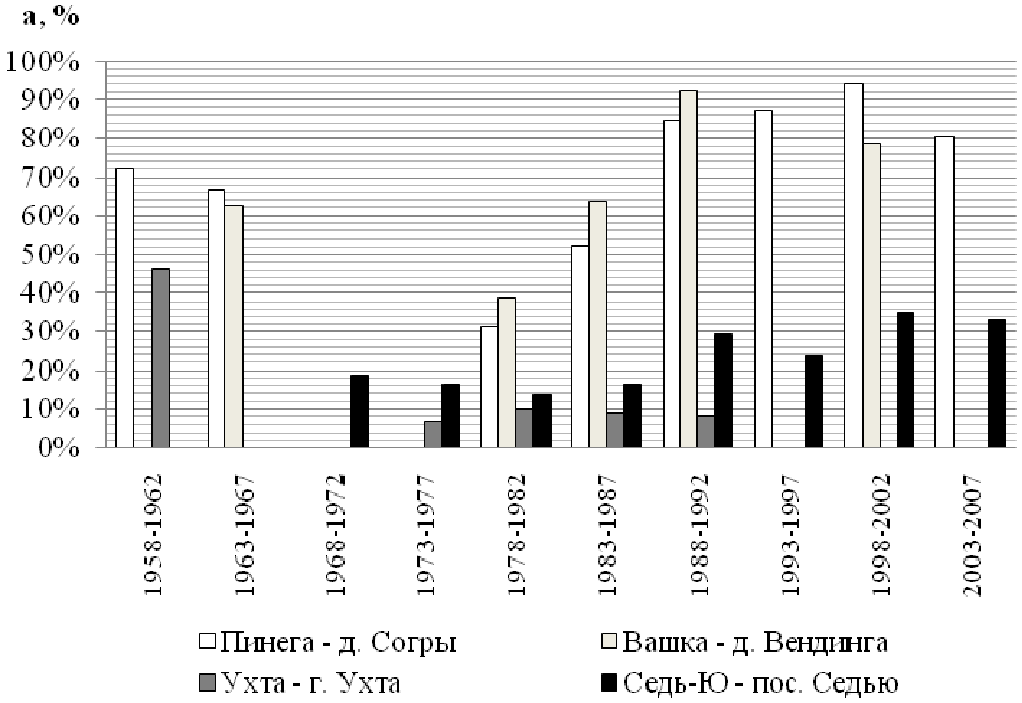


Рис. 1. Изменчивость долевого участия хлорид-ионов атмосферных осадков в их речном стоке на примере бассейнов рек севера Восточно-Европейской равнины по пятилетиям (1958-2007 гг.)

Коэффициент вариации α, как показатель его вариабельности в многолетнем аспекте, в пределах карстовых геосистем (р. Седь-Ю – 36%, р. Ухта – более 100%) выше по сравнению с некарстовыми геосистемами (р. Пинега – 29%, р. Вашка – 30%).

В результате сезонной декомпозиции временных рядов α (разделение на трендовую, сезонную и нерегулярную компоненты) выявлено, что в бассейне р. Седь-Ю фиксируется превалирование вклада нерегулярной компоненты (коэффициент детерминации R^2 = 66%) над трендовой (R^2 = 56%) и сезонной (R^2 = 18%) составляющими. Напротив, в границах некарстовых геосистем трендовая компонента превалирует (R^2 = 69% (р. Пинега), R^2 = 81% (р. Вашка)) над нерегулярной (R^2 = 55% (р. Пинега), R^2 = 47% (р. Вашка)) и сезонной (R^2 = 16% (р. Пинега), R^2 = 9% (р. Вашка)). Таким образом, в пределах карстовых геосистем фиксируется большая нестабильность и вариабельность величин α и, как следствие, их большая непредсказуемость в прогнозной оценке.

В целом, для исследуемых речных бассейнов (кроме бассейна р. Ухта) наблюдается рост исследуемого показателя α. При этом, наиболее выраженный рост отмечается в границах бассейна р. Вашка (в уравнении линейного тренда k = 0,1613), менее – бассейна р. Пинега (k = 0,0082). В пределах карстовых геосистем тенденция выражена в меньшей степени: для бассейна р. Седь-Ю k = 0,0055, р. Ухта фиксируется снижение α, k = -0,0066.

Таким образом,

1) для карстовых геосистем отмечаются

- низкие показатели α (в среднем до 25%), что говорит о меньшей доле ионов внешнего (атмосферного, антропогенного) происхождения в стоке хлорид-ионов,

- высокие значения коэффициентов вариации, свидетельствующие о нестабильности α в многолетнем аспекте,

- выраженность нерегулярной компоненты во временном ряду α, свидетельствующей о низкой предсказуемости α в прогнозной оценке;

2) для некарстовых геосистем фиксируются

- высокие показатели α (порядка 70%), что говорит о существенной доле ионов внешнего происхождения в стоке хлорид-ионов,

- значения коэффициента вариации в пределах нормы (до 30%), свидетельствующие об относительной стабильности α в многолетнем аспекте,

- превалирование трендовой составляющей во временном ряду α, свидетельствующей о большей предсказуемости (наряду с выраженной тенденцией) α в прогнозной оценке.

Литература

1. Филенко Р.А. Гидрологическое районирование Севера европейской части СССР. Л.: Изд-во Ленингр. ун-та, 1974. 223 с.

2. Белоногов В.А., Колесниченко Н.Н., Торсуев Н.П., Федорова В.А. Анализ многолетней (1938 - 96 гг.) изменчивости ионного состава рек Севера ЕЧР как показатель интенсивности антропогенного загрязнения // Проблемы гео- и социоэкологии Республики Татарстан. Казань, 1998. С. 95-118.

3. Копотева Т.Н., Федорова В.А. Атмосферные выпадения HCO3- в междуречье рр. Печоры и Северная Двина и их влияние на речной сток // Современные проблемы геохимии. Иркутск, 2011. С. 169-171.

4. Хайруллина Д.Н. К оценке устойчивости элементарных геосистем по данным о поступлении и выносе хлорид-ионов // Биомедицина, материалы и технологии XXI века: материалы междунар. школы-конф. студентов, аспирантов и молодых ученых. Казань, 2015. С. 580.

5. Михалап С.Г., Мингалев Д.Э., Евдокимов С.И. Использование анализа временных рядов в изучении многолетних температурных изменений // Вестник ПсковГУ. Сер. Естественные и физ.-мат. Науки. 2014. Вып. 4. С. 17-24.

УДК 550.4:547.6

ИДЕНТИФИКАЦИЯ ГЕОХИМИЧЕСКИХ БАРЬЕРОВ НА ОСНОВЕ ВАРИАЦИЙ СОДЕРЖАНИЯ ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИХ АРОМАТИЧЕСКИХ УГЛЕВОДОРОДОВ

Хаустов А.П., Редина М.М.

Российский университет дружбы народов, Москва, e-mail: khaustov_ap@pfur.ru

Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) относятся к стойким органическим загрязнителям. Они характеризуются высокой опасностью для живых организмов, что делает их объектом экологических исследований. Также они относительно стойки в окружающей среде, поэтому в практике геохимических исследований их чаще привлекают для распознавания генезиса вторичных загрязнителей. Это связано с тем, что пиролитическое их образование происходит при температурах 650-690 ºС. При этом не исключается их нафтогенное и органогенное образование.

В целом же объемы поступления ПАУ в окружающую среду оцениваются тысячами тонн в год. Так, по оценкам, сделанным более трех десятилетий назад, глобальное поступление только бенз(а)пирена составляло около 5000 т/год [1] Безусловно, данная оценка сегодня нуждается в уточнении. Для ряда соединения ПАУ можно выделить круг специфических процессов, являющихся их преимущественным источником. Так, флуорантен и пирен являются ярким продуктом высокотемпературного пиролиза нафтидов и составляют до 35% от суммы ПАУ в атмосфере. Они переносятся в средах преимущественно на мелкодисперсных взвесях. В глобальных эмиссиях ПАУ велика и роль прирдных источников: по современным данным, поступление ПАУ от природных пожаров примерно в 10 раз превышает выбросы отопительных систем.

Все ПАУ гидрофобны и имеют крайне низкую растворимость в воде (хотя она и различна у разных соединений: у нафталина она на два порядка превышает показатели прочих ПАУ). Их деградация происходит в основном за счет микробиологических и фотоокислительных процессов.

Перечисленные выше свойства позволяют широко использовать содержание ПАУ и их соотношения не только в качестве маркеров для оценки генезиса загрязнений в различных средах [2-4]. Учитывая их высокую стойкость, большой интерес представляет поведение ПАУ на геохимических барьерах (ГХБ).

Принципиально важно дать характеристику различных типов барьеров: границы-барьеры (возникают в рамках одной среды) и границы-разделы [5]. С этих позиций рассматриваемые нами геохимические барьеры классифицируются следующим образом.

К *границам-барьерам* мы отнесем контакты нижней и верхней кромки льда, горизонты вод на разных глубинах, взаимодействие в системе «река – море».

К *границам-разделам* отнесем фазовые переходы «снег – лед», «вода – нижняя кромка льда», «вода – донные отложения».

В нашем исследовании в качестве объектов были приняты следующие барьеры: «снег – лед», «лед, нижняя кромка – лед, верхняя кромка», «лед – вода с разных горизонтов до глубин 14 м»; «вода речная – вода морская». Полигон расположен в устье Северной Двины и в Двинском заливе и подвержен загрязнению от промышленных объектов г. Архангельска (ТЭЦБ ЦБК). Для расчетов и интерпретации использованы данные И.А. Немировской, полученные в 2004-2006 гг. [6]. Таким образом, на объектах Северодвинского залива охвачены все разновидности границ-барьеров и границ-разделов за исключением границ для донных отложений.

Второй тип границ-разделов представлен на объектах в зоне влияния китайской «кожевенной столицы», г. Шунтоу на р. Аоцзянь, впадающей в залив Восточно-

китайского моря [7]. Здесь были выделены следующие типы границ (барьеров и разделов): «вода реки – донные отложения» (вне зоны влияния производства и в зоне влияния); «вода – донные отложения очистных сооружений», взаимодействие водных масс на границах «река – море» (по трем профилям с целью оценки их влияния на качество воды моря); «вода залива – донные отложения» по выбранным профилям (3 профиля).

Оценка изменчивости композиции полиаренов в процессе фазовых переходов проводилась с учетом вариаций на границах сред соответствующих коэффициентов и соотношений ПАУ (как традиционно используемых для анализа генезиса ПАУ, так и вновь рассчитанных с учетом специфики сред и вариаций уровня загрязнений).

На основе проведенных расчетов получены следующие выводы.

1. ПАУ, несмотря на их стойкость, низкую растворимость в воде и миграционную способность, могут являться достаточно надежными индикаторами фазовых переходов загрязнений в средах.

2. Понятие «граница» является принципиальным для характеристики геохимических барьеров и может быть интерпретировано с помощью классификации границ по А.Ю. Опекунову.

3. Максимальные концентрации ПАУ (флуорантена, нафталина, перилена) в средах не свидетельствуют об их переходе через приведенные выше границы. Подвижность полиаренов обусловлена прежде всего их молекулярной структурой, а уже потом – внешней средой.

4. По своей природе процессы перехода ПАУ из одной физической среды в другую носят термодиффузионный характер, сопровождающийся разделением ионов, органического вещества (растворенного и взвешенного) и твердых взвесей.

5. Соотношения концентраций ПАУ в граничащих средах (коэффициенты концентрации) свидетельствуют о принципиально различных условиях миграции их массопотоков через границу фаз влаги.

6. Большая часть ПАУ мигрирует совместно до границы фаз; затем происходит их фракционирование. Наиболее устойчивые формы возникают в связке отдельных ПАУ с взвешенными липидами или другими формами органического вещества в зависимости от внешних условий и затрат энергии на их образование.

7. Наибольшей трансформации состав ПАУ, судя по коэффициентам концентрации, подвергается на границах раздела физических состояний «снег – лед» (для речного льда и «вода – нижняя кромка льда». Для реки Аоцзянь (КНР) максимальное накопление ПАУ в донных отложениях (соответственно, выведение из водной среды) отмечено для «тяжелых» ПАУ: бенз(а)пирена, бенз(k)флуорантена и бенз(а)антрацена. Они надежно сорбируются на донных отложениях преимущественно органического происхождения. При этом сорбция происходит избирательно, с учетом механического состава отложений.

6. Наиболее мобильными полиаренами, независимо от вида границ, являются антрацен, флуорантен и др. Отметим, что для различных физических сред типичны собственные коэффициенты контрастности. Так, для границы «снег – морской лед» это пирен, для границы «морской лед (нижняя часть) – лед (верхняя часть)» – хризен, вода – нижняя кромка льда – антрацен. Принципиально другая оценка активность полиаренов по коэффициентам концентрации выявлена для системы «речной лед – вода» (р. Сев. Двина): максимальная активность для системы «снег – лед» принадлежит хризену, «лед низ – лед верх» – антрацену, «вода – нижняя кромка льда» – перилену. Парадоксально, что максимальные концентрации в перечисленных средах принадлежать флуорантену.

7. Перечисленное выше распределение концентраций ПАУ и их соотношений подтверждает правомерность выделения границ-барьеров и границ-разделов и их прин-

ципиальные различия в миграции энергомассопотоков.

8. Более эффективны для оценки динамики перехода, генезиса и трансформации являются соотношения ПАУ. Они выявляют принципиальные различия поступающих ПАУ как техногенного, так и природного генезиса. Кроме этого, на основе индикаторных соотношений можно подобрать наиболее репрезентативные ПАУ для тех или иных фазовых переходов. По нашим оценкам, все ПАУ, обнаруженные в объектах исследования, имеют пирогенный генезис. Соотношения наиболее ярко указывают на фазовые переходы в выделены границах-барьерах и границах –разделах.

Литература

1. Ровинский Ф.Я., Теплицкая Т.А., Алексеева Т.А. Фоновый мониторинг полициклических ароматических углеводородов. Л.: Гидрометеоиздат, 1988. 226 с.

2. Khaustov A., Redina M. Identification of Sources of Environmental Pollution at the Sites of Production, Storage and Transportation of Oil Using the PAH Indicator Ratios. SPE Annual Caspian Technical Conference and Exhibition, 12-14 November, Astana, Kazakhstan. Conference proceedings. DOI: http://dx.doi.org/10.2118/172281-MS

3. Khaustov A., Redina M. Polyaromatic hydrocarbon: Identification of sources of environmental pollution at the sites of production, storage and transportation of oil using the PAH indicator ratios // Petroleum Abstracts. 2015. Vol. 55. Iss. 47. P. 105.

4. Хаустов А.П., Редина М.М. Полициклические ароматические углеводороды как геохимические маркеры нефтяного загрязнения окружающей среды// Экспозиция. Нефть. Газ. 2014. № 4(36). С. 92-97.

5. Опекунов А.Ю. Аквальный техноседиментогенез. СПб.: Изд-во «Наука. Ленинградское отделение», 2005. 280 с.

6. Немировская И.А. Содержание и состав органических соединений в снежно-ледяном покрове Белого моря // Геохимия. 2009. № 4. С. 415-427.

7. Li J., Shang X., Zhao Zh. et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in water, sediment, soil, and plants of the Aojiang River waterway in Wenzhou, China // Journal of hazardous materials. 2010. Vol. 173. N 1. P. 75-81.

УДК 631.47

ВОПРОСЫ ГЕОХИМИИ СЕЛИТЕБНЫХ ТЕРРИТОРИЙ В СВЯЗИ С ПРИМЕНЕНИЕМ ПРОТИВОГОЛОЛЕДНЫХ РЕАГЕНТОВ

Хомяков Д.М.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: khom@soil.msu.ru

Зимнее содержание улично-дорожной сети городов, внегородских дорог и магистралей в погодно-климатических условиях России невозможно без использования специальных материалов. Возрастающее количество автотранспорта и объемы перевозок определяют повышение требований к безопасной эксплуатации объектов дорожного хозяйства (ОДХ).

Противогололедные реагенты (ПГР) – это твердые (сыпучие), твердые увлажненные («смоченные соли») или жидкие (растворы) – химические искусственные средства, распределяемые по поверхности дорожного покрытия для борьбы с зимней скользкостью с целью ее предотвращения или способствующие ее ликвидации. Взаимодействуя со снежно-ледяными отложениями, они обеспечивают их частичное временное плавление с образованием водных растворов реагентов (солей), имеющих температуру замерзания ниже 0^0 С. Снег становится влажным, содержащим рассолы, и механически должен убираться с поверхности ОДХ или тротуаров в регламентируемые сроки.

Следует выделить неконтролируемое распространение веществ (солей). Это – потери при распределении ПГР, стоки рассолов в ливневую канализацию, разбрызгивание при движении и загрязнение самого автотранспорта, «соленые» аэрозоли, роторная перевалка снега с реагентами на придорожные объекты озеленения, временное складирование его на газонах, «сухие» снегосвалки, применение растворимых солей на пешеходных зонах, тротуарах и остановках общественного транспорта в городах и населенных пунктах.

При выборе альтернатив, приводящих к уменьшению антропогенного воздействия на компоненты окружающей природной среды, должны рассматриваться и сравниваться не отдельные реагенты (вещества), а конкретные технологии зимнего содержания ОДХ или пешеходных зон, предполагающие, в том числе, использование различных ПГР и фрикционных материалов (щебня, песка и прочих).

Целесообразно учитывать: требования к состоянию дорожной сети, специфику городской среды или внегородских магистралей, категорию объектов, их предназначение, предполагаемый трафик, возможные экологические последствия применения определенных норм или объемов ПГР, результаты текущего почвенно-экологического мониторинга городской среды или примыкающих к магистралям вне населенных пунктов природных объектов, общую солевую нагрузку на территорию за зимний сезон, период действия выбранной технологии, ее санитарно-экологические и финансово-экономические аспекты, наличие нормативно-правовой базы.

В разнообразных и сложных погодно-климатических условиях России все задачи зимнего содержания улично-дорожной сети можно решить, используя только две соли – хлорид натрия и хлорид кальция в индивидуальном виде, в твердой смеси или в виде жидкого раствора [1, 2]. Предложены: способ производства спресованно-компактированных бинарных ПГР, использование твердого хлорида натрия с увлажнением раствором хлорида кальция непосредственно при распределении на ОДХ, технологии применения жидких реагентов. Состав, концентрацию различных компонентов в растворах, включая ингибиторы коррозии, конечную реакцию среды (pH) и иные параметры можно регулировать при изготовлении. Растворы применяются при предварительной обработке ОДХ до начала снегопада; в основную обработку; совместно с

твердыми ПГР при комбинированной обработке во время обильных снегопадов, исходя из метеорологических условий. Данная технология позволяет осуществить своевременную механическую уборку и характеризуется минимальной солевой нагрузкой на городскую территорию. Принципиальное экологическое значение имеют способы удаления снежной массы, содержащей реагенты, отходы и иные загрязнители; ее аккумуляции, временного хранения и дальнейшей утилизации с полноценной очисткой стоков.

В ряде нормативных актов уточняется содержание в ПГР основных солей неорганических или органических кислот, веществ органической природы, так же плавящих снежно-ледяные образования, наличие примесей, балластных компонентов, модификаторов, ингибиторов коррозии и прочих компонентов [3].

С 1994 по 2000 гг. на дороги и улицы Москвы ежегодно распределялось порядка 350 тыс. тонн технической соли (основа – твердый хлорид натрия), использующейся после начала снегопада уже по выпавшему и прикатанному снегу. Иного нельзя осуществить при отсутствии жидких ПГР для упреждающей обработки ОДХ. Сброс снега в реки, складирование его на газонах, «сухие» снегосвалки обусловили последствия «солевого стресса» для городских почв, зеленых насаждений, поверхностных и грунтовых вод, инженерных коммуникаций, автотранспорта, зданий и сооружений, а также необходимость искать новые способы зимнего содержания улично-дорожной сети и пешеходных зон города.

За последние 6 лет в границах Москвы (без присоединенных новых территорий) применялись различные ПГР [4, 5]. Жидкий реагент на основе хлористого кальция и натрия, массовая доля растворимых солей (концентрация) в пределах 27-29%: хлористого кальция – 22-23%, хлористого натрия –5-6% (ХКН ж.); твердый многокомпонентный реагент на основе композиции хлористого кальция и натрия: массовая доля хлористого кальция не менее 25%; массовая доля хлористого натрия – не более 75% по массе (ХКНМ тв.); композиции хлористого кальция с другими хлоридами (натрия и калия) и формиатом натрия: массовая доля хлористого кальция – не менее 15%, хлористого натрия – не более 80%; хлористого калия – не более 10 %, формиата натрия – не менее 5% по массе, соответственно (МР тв.). Композиции хлористого кальция с другими хлоридами (натрия и калия) и формиатом натрия: массовая доля хлористого кальция – не менее 20%, хлористого натрия – не более 75%; хлористого калия не более – 20%, формиата натрия не менее 5% по массе, соответственно (МРК тв.). Композиция – это физическая смесь солей.

Комбинированные ПГР: композиции карбоната кальция (мраморный щебень), формиата натрия (соль муравьиной кислоты) и хлорида натрия (пищевая соль) с добавлением хлоридов (кальция и калия): массовая доля карбоната кальция – 20-50%, формиата натрия – 10-30%, массовая доля хлорида натрия – не более 50%, массовая доля хлоридов (кальция и калия) – не более 20%: по массе, соответственно (КР 3 тв.); композиции карбоната кальция (мраморный щебень), формиата натрия (соль муравьиной кислоты) и хлорида натрия (пищевая соль): массовая доля карбоната кальция – 20-50%, формиата натрия – 10-30% , массовая доля хлорида натрия – не более 60%: по массе, соответственно (КР 2 тв.).

Осуществлена замена обработок жидкими – соответствующими обработками твердыми ПГР. Превентивная обработка до снегопада твердыми реагентами неэффективна – до 80-85% уносится во время распределения и уже с самого полотна в результате потов воздуха от движущегося транспорта и ветра. Их обычно следует применять через 30-40 минут после начала снегопада, когда на дороге уже есть снежная масса, что в условиях мегаполиса невозможно. У жидких, наоборот, при распределении на «сухой» асфальт 75-85% остаются на поверхности даже в условиях интенсивного трафика. Это

оптимально с точки зрения технологической безопасности и предотвращения неконтролируемого распространения солей на территории города.

Общая разрешенная солевая нагрузка – свыше 387 тыс. т за зимний сезон в пересчете на сухое вещество (в 2011 г. – 423 тыс. т). Предусмотрено использование 200 тыс. т твердых ПГР на проезжей части ОДХ, 150 тыс. т – на тротуарах и пешеходных зонах. Возможен пересмотр и увеличение указанных объемов. Лимитировано применение жидких ПГР – до 135 тыс. т (в 2011 г. – до 260 тыс. т). По факту за зимние периоды 2004-2011 гг. в среднем на территорию города попадало 147,3 тыс. т солей за сезон, а за 2011-2016 гг. – уже 331,0 тыс. т.

Произошли изменения химического состава, например, в общегородском балансе в 2009-2010 гг. на хлористый кальций приходилось около 107 тыс. т, хлористый натрий – порядка 36 тыс. т, а на другие соли– в сумме не выше 2 тыс. т. Сейчас в балансе снова превалирует хлористый натрий.

Установлены нормативы для «допустимого содержания химических веществ, не относящихся к действующему веществу в составе ПГР». Они относятся к 12 особо опасным химическим элементам–потенциальным загрязнителям окружающей среды: фтору, цинку, свинцу, ртути, меди, молибдену, хрому, мышьяку, кадмию, селену, никелю и кобальту. Для твердых ПГР суммарная концентрация перечисленных поллютантов составляет 668,0 мг/кг, а для жидких – 238,2 мг/кг. Их расчетное ежегодное возможное совокупное поступление в окружающую среду города увеличивается на 250-300 т.

Разрешено применение комбинированных ПГР (КР тв.) на пешеходных зонах, в парках и дворовых территориях. Химический состав этих смесей строго не определен. Заявленные продукты не обладают технологическими преимуществами, поскольку содержат смесь фрикционных материалов и солей, использующихся одновременно. Для тротуаров есть задача, уменьшив прочность связи льда и снега с покрытием с помощью солей, сделать полноценную механическую уборку. При невозможности полной уборки – создать шероховатую поверхность с помощью фрикционного материала достаточной прочности. Предложенная смесь с высокими нормами распределения способствуе существенному усилению пылеобразования, загрязнения и солевой нагрузки. Созданы предпосылки для деградации городских почв и зеленых насаждений, куда складируется снег с этих территорий. Расход при разовой обработке составляет 80-200 г/м^2, на 1 м^2 любой пешеходной зоны Москвы, при 50 обработках в среднем за зиму поступит как минимум от 4,0 до 10,0 кг солей, а при 75 – 6,0-15,0 кг соответственно, не менее 50% этого количества, или 2,0-7,5 кг составляет хлористый натрий (NaCl). Формиат натрия (NaHCOO) во внешней среде постепенно превращается (окисляется) до бикарбоната или карбоната натрия (соду) – $NaHCO_3$ или Na_2CO_3. Ее негативное воздействие на почву и растения при равных концентрациях сильнее, чем у хлористого натрия.

Эффект «побелевших тротуаров» отмечается в городе зимой и весной при отсутствии осадков: солевые растворы (рассолы), просочившиеся и накапливающиеся в порах и трещинах, поднимаются на поверхность, кристаллизуются на цементно-асфальтовых покрытиях, смешиваются с мраморной пылью и иными загрязнителями ОДХ. Избыточность такого количество солей очевидна. Ранее в Москве для уборки всех пешеходных зон использовали только порядка 10-12 тыс. т растворимых солей, что в 12 раз ниже установленного для них сейчас объема комбинированных реагентов. Формиаты натрия и калия характеризуются более низкой плавящей способностью по отношению ко льду по сравнению с хлоридами натрия и кальция – солями, традиционно использующимися в системе зимнего содержания дорог для борьбы с гололедными явлениями. Хлорид калия образует эвтектику со льдом при температуре –10,6^{o}C. В качестве ПГР он был бы теоретически востребован лишь при небольших морозах. Эта соль – минеральное удобрение для сельского хозяйства (агрохимикат), регламентировано его строго дозированное применение в зависимости от свойств почв, биологиче-

ских особенностей возделываемых культур, контролируется содержание и распространение хлорида калия в объектах окружающей среды. Согласно ГН 2.1.7.2041-06 ПДК валового содержания по хлориду калия (в пересчете на K_2O) в почвах составляет 360 мг/кг с учетом фона (кларка), лимитирующий показатель вредности – водно-миграционный. Для KCl эта величина составляет 570 мг/кг. Таким образом, на 1 м^2 в слое 0-10 см при средней плотности почвы 1,25 г/см^2 должно содержаться не более 71 г хлористого калия.

Снег с тротуаров и пешеходных зон складируется на газонах, вокруг деревьев и кустарников или попадает в лотковую часть дорог. Остатки мраморной крошки при таких высоких объемах применения неизбежно попадают на газоны и в ливневую канализацию, накапливаясь, засоряя коллекторы и трубы, вызывая подтопление ОДХ в периоды обильного выпадения весенних и летних осадков. Повсеместно происходящее сейчас расширение тротуаров и пешеходных зон, сужение проезжей части улиц усилит этот эффект.

Ежегодная суммарная солевая нагрузка на территорию города, обусловленная зимним содержанием улично-дорожной сети и пешеходных зон, выросла в среднем в 2,3 раза, проявились экологические и технологические риски.

С ростом объемов использования ПГР обусловленные ими геохимические потоки на селитебных территориях должны объективно оцениваться. Поведение реагентов в окружающей среде, их воздействие на региональные объекты гидросферы, ландшафты, растительность, городские почвы необходимо учитывать при характеристике геоэкологической ситуации в целом, принятии градостроительных решений, разработке и осуществлении проектов озеленения, модернизации ОДХ и пешеходных зон, организации городского пространства и благоустройства.

Литература

1. Аржанухина С.П. Совершенствование технологии применения противогололедных материалов при зимнем содержании автомобильных дорог. Автореф. дисс. … к.т.н. Саратов, 2009. 24 с.

2. Орлов Ю.Н. Основные факторы, определяющие экологические последствия применения химических противогололедных материалов // Дорожная Держава. 2013. № 45. С. 97-99.

3. Хомяков Д.М. Химический состав противогололедных реагентов: оптимизация возможна // Дорожная Держава. 2015. № 63. С. 96-99.

4. Постановление Правительства Москвы от 10.04.2007 № 242-ПП (ред. от 24.12.2014) «О Порядке допуска к применению противогололедных реагентов для зимней уборки объектов дорожного хозяйства и дворовых территорий в городе Москве» (вместе с «Общими требованиями к противогололедным реагентам, допускаемым к применению на объектах дорожного хозяйства и дворовых территориях в городе Москве»). http://base.consultant.ru/cons/cgi/online.cgi?req=doc&base=MLAW&n=159798&fld=134&from=80856-0&rnd=210680. 20757115114400615&

5. Распоряжение Департамента жилищно-коммунального хозяйства и благоустройства города Москвы от 28.09.2011 № 05-14-650/1 «Об утверждении Технологии зимней уборки проезжей части магистралей, улиц, проездов и площадей (объектов дорожного хозяйства г. Москвы) с применением противогололедных реагентов и гранитного щебня фракции 2-5 мм (на зимние периоды с 2010-2011 гг. и далее)». http://base.consultant.ru/cons/cgi/online.cgi? req=doc; base=MLAW;n=132907;dst=100001

УДК [911.2.550.4]574(470.31)

ГИДРОГЕОХИМИЯ ЗОНЫ ГИПЕРГЕНЕЗА И ГЕОХИМИЧЕСКИЕ БАРЬЕРЫ

Хрусталева М.А.
МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: mrnhr@rambler.ru

18 мая 2016 г. исполнилось 100 лет со дня рождения выдающегося ученого доктора геолого-минералогических наук, профессора, академика РАЕН Александра Ильича Перельмана, основоположника принципов геохимии ландшафта и гипергенных процессов, основателя учения о геохимических барьерах [1].

Гидрогеохимические исследования зоны гипергенеза велись сопряженным ландшафтно-геохимическим методом в Смоленской и Московской физико-географических провинциях, литогенная основа которых сложена породами карбона. Единство вод нашей планеты нашло отражение в понятии о гидросфере – водной оболочке [2]. На формирование химического состава вод весеннего половодья оказывают влияние физико-географические условия и агрофон. а в лесных ландшафтах они формируются не только на поверхности почв, но и в лесной подстилке. Миграция элементов изучалась в компонентах 6 видов ландшафтов. Велика роль снега – концентратора химических элементов. Средние значения pH снега в автономных позициях катены были слабокислыми и кислыми. Химический состав вод из снега в предполоводный период – гидрокарбонатно- сульфатно- кальциевый с минерализацией 30-34 мг/л. Снег обогащается Cl, SO_4, Sr, Ni, Cd, Pb, Co, V, Mo [3].

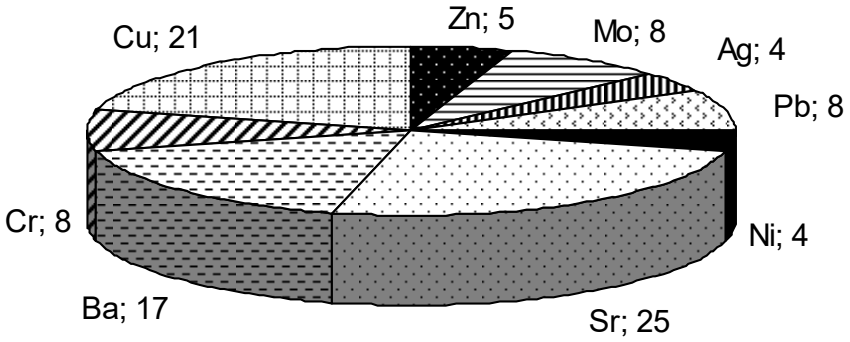


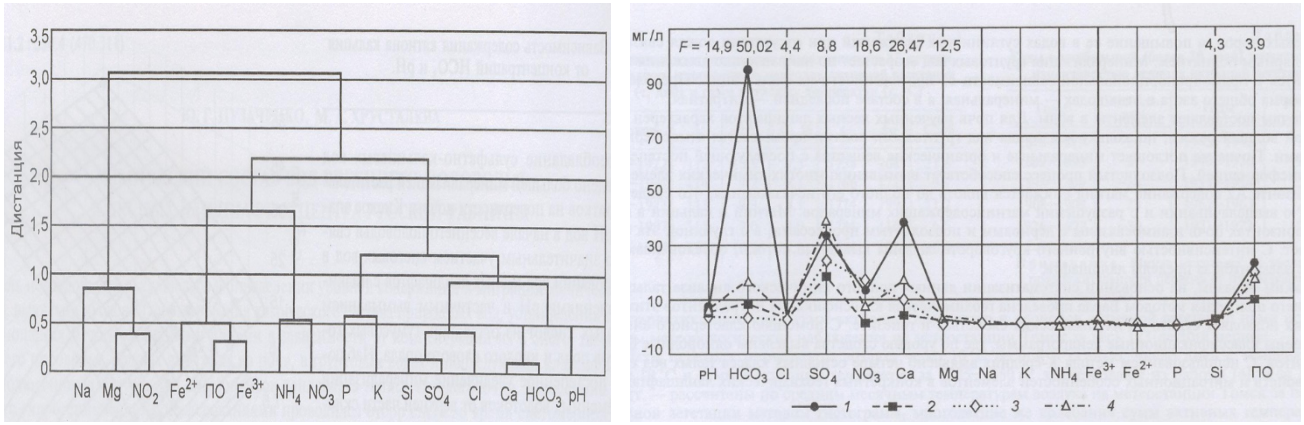
Рис. 1. Распределение концентрации микроэлементов во льду водохранилищ Москворецкой системы

Изучали вариабельность микроэлементов в воде изо льда водоема (рис. 1). Максимальные значения Sr, Cu, Ba, Cr, Pb, Mo, Zn, Ag, Ni были зафиксированы во льду, что уступает предельно допустимым концентрациям (ПДК) в водах. Значит, лед водоема меньше (в 1,3-1,5 раза) обогащен тяжелыми металлами, чем отобранный с его поверхности снег. Отметим, что на первом месте среди загрязнителей окружающей среды стоит автомобильный (92,3%) транспорт. далее идут: промышленные предприятия, ТЭЦ, стоки.

По результатам полученных многочисленных данных химических анализов вод весеннего половодья проведено определение геохимических свойств ингредиентов, объединенных в блоки, с выделением по химическому составу четырех классов вод с группировкой элементов по степени сходства и объединения их в блоки. Классификация элементов в весенних водах лесных ландшафтов проводилась методом многомерного (рис. 2) анализа. При составлении геохимической классификации вод половодья изучались геохимические свойства элементов, внутренние и внешние факторы их миграции, генезис поверхностных вод, принадлежность их к определенным катенам с учетом преобладания и соотношения ингредиентов в водах и почвах.

На основании накопления и систематизации экспериментальных данных химического анализа вод временных водотоков весеннего половодья нами проведена классификация их методом К-средних с дистанцией 1 – R [4] и приложением теории фракталов к изучению ландшафта [5].

Ингредиенты, содержащиеся в талых водах весеннего половодья, методом К-средних были сгруппированы в четыре основных класса (рис 2) – дендрограмма, где ингредиенты по сходству объединены в блоки (кластеры). На основании химических анализов вод выделено 6 однородных блоков элементов. Важное место в этой классификации занимает блок с наиболее достоверными показаниями данных кластерного анализа у гидрокарбонатов и кальция со значениями pH вод ландшафтов.



а б

Рис. 2. Классификация вод весеннего половодья: а – дендрограмма с объединением элементов по сходству в блоки; б – классификация химического состава вод методом К-средних. ПО - перманганатная окисляемость

Статистическая значимость в разделении классов по F-критерию: $F > 4$; уровень значимости $p<0,02$. 1–4 – классы 1-й – гидрокарбонатный; 2-й – кальциевый; 3-й – магниевый; 4-й – сульфатный.

Далее выделяются блоки элементов: сульфаты, хлор и кремний; аммоний, нитратный азот [3]. Блок биофильных элементов представлен фосфором и калием. Отдельно выделяется блок окисного и закисного железа, который тесно связан с содержанием органического вещества, и блок магния, натрия и нитритов, сходных в распределении по профилю.

Целесообразно остановиться на особенностях элементов, образующих идентичные блоки. Поведение сульфатов и хлоридов больше обусловлено концентрацией растворов и в меньшей мере – щелочно-кислотными и окислительно-восстановительными условиями среды. Следует заметить, что миграционная способность у сульфатов меньше, чем у хлора и нитратов. Концентрация сульфат-иона в природных водах лимитирует наличие в воде кальция, образующего с сульфатами малорастворимые ($CaSO_4$) соединения. Сульфаты могут находиться в растворе и в виде комплексных соединений с гидрокарбонатами.

Содержание сульфатов в талых водах увеличивается от верхней части профиля к нижней, что определяется не только свойствами почв, но и потоками воды. Хлоридные ионы этой группы обладают высокой миграционной способностью, даже большей, чем у сульфатов. Хлор-ион не адсорбируется коллоидами и не аккумулируется биогенным путем. Хлоридные соли натрия (NaCl) и магния ($MgCl_2$) обладают наибольшей растворимостью.

Блок азота представлен неорганическими (минеральными) соединениями аммонийного и нитратного азота. Нитратный азот является конечным результатом пре-

вращения сложных органических азотсодержащих веществ в неорганические. В блоках азотных соединений аммонийный азот наиболее неустойчив в окислительных условиях, и под воздействием нитрификаторов (хемоавтотрофных бактерий) он превращается через нитрит-ион в нитраты. Подвижность нитратов ограничена вследствие потребления их растениями. В верхних горизонтах почвенного профиля наблюдается аккумуляция органического вещества и азота. Нитратный азот хорошо мигрирует в условиях повышенного увлажнения и низких значений окислительно-восстановительного потенциала.

Наблюдается тенденция к увеличению концентрации нитратов в водах вниз по склону. В средней части профилей отмечалось обогащение вод общим и органическим азотом. В группе биофилов миграционная способность у калия меньше по сравнению с кальцием и магнием в связи с поглощением его растениями, поскольку, как известно, без калия растения существовать не могут. Калий образует легкорастворимые соединения с главными ионами – хлором, серой, карбонатным и гидрокарбонатным ионами. Наблюдалось увеличение содержания фосфора в подчиненных ландшафтах. Блок железа включает закисную и окисную формы. Содержание железа лимитируется величиной pH. Двухвалентное железо хорошо мигрирует в кислых условиях среды и слабо – в щелочных. Оно неустойчиво при pH 6,5. В окислительной обстановке закисное железо переходит в окисные формы, имеющие слабую миграционную способность. При pH 2,3–3,4 происходит осаждение гидрата окиси железа. Для окисного железа характерна миграция с органическим веществом, которое вымывается водами из опада и подстилки. В щелочной среде почв концентрация окисного железа с глубиной уменьшается.

Динамика железа в гумусовых горизонтах почв имеет свойство к повышению от весны к лету и уменьшению осенью. Ион магния присутствует во всех природных водах, в том числе и талых. Он аналогичен кальцию, но по биологической активности уступает ему. Магний поступает в воды при растворении мергелей, доломитов. Его соединения с сульфатами ($MgSO_4$) и гидрокарбонатами ($Mg(HCO_3)_2$) более растворимы по сравнению с таковыми кальция, поэтому магний мигрирует в виде сернокислых и углекислых солей. Он высоко подвижен в щелочных и нейтральных условиях среды.

Кальций и магний больше поглощаются растениями, чем выносятся почвенными водами. В этот же блок наряду с магнием входит натрий, который хорошо мигрирует в водах с хлором. Нитриты неустойчивы и при окислительной обстановке переходят в нитраты. При максимуме нитритов в водах происходит уменьшение концентрации нитратов и, наоборот, при минимуме нитритов – максимум нитратов.

Геохимические барьеры – единство противоположностей, когда на коротком расстоянии происходит резкая смена интенсивности миграции элементов и их аккумуляция [1]. Генезис и пространственное распространение их обусловлено обстановкой и антропогенной деятельностью. Миграции элементов в них происходит в радиальном и латеральном направлении. Барьеры подразделяются на механические (эрозия и дефляция в местах резкой смены скорости движения поверхностных вод, где происходит осаждение взвесей), физико-химические (воды) и биологические (растительность). Адсорбционными барьерами в водохранилищах служат затопленные почвы и донные отложения, аккумулирующие N, P, S и др., что способствует уменьшению загрязнения. Итак, миграция и классификация вод важны для водоснабжения, а учение о геохимических барьерах – для улучшения экологии и продления жизни людей.

Литература

1. Перельман А.И. Очерки геохимии ландшафта. М.: Географгиз, 1955. 392 с.

2. Перельман А.И. Геохимия природных вод. М.: Недра, 1982. 154 с.

3. Хрусталева М.А. Экобиогеохимия ландшафтов. Saarbrucken: LAP LAMBERT Academic Publishing, 2015. 352 с.

4. Ward J.As. Hierarchical grouping to optimization and objective function // Amer. Statistical Association. 1963. N 58. P. 236-244.

5. Пузаченко Ю.Г. Приложение теории фракталов к изучению структуры ландшафта // Изв. РАН. Сер. геогр. 1997. № 2. С. 24-41.

УДК 911.2:550.4

РОЛЬ КАРБОНАТНЫХ ПОРОД В ФОРМИРОВАНИИ ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКИХ ОБСТАНОВОК НА ТЕРРИТОРИИ СРЕДНЕРУССКОГО БЕЛОГОРЬЯ

Чендев Ю.Г.

Белгородский государственный национальный исследовательский университет, Белгород, e-mail: Chendev@bsu.edu.ru

Термин «Среднерусское Белогорье» обозначает крупный физико-географический регион, расположенный на юге Среднерусской возвышенности, в пределах которого коренными породами современных ландшафтов служат меловые и мело-мергельные породы мелового периода [1]. Данный регион включает западную часть Воронежской области, полностью Белгородскую и Курскую области. Своеобразной «визитной карточкой» природной среды данного региона, его неповторимой пейзажной и ландшафтной особенностью являются многочисленные выходы светло окрашенных коренных пород на балочных склонах, склонах речных долин и даже некоторых водоразделов.

Кроме карбонатов кальция коренных пород Среднерусского Белогорья, более поздний кальцит содержится в покровных лессовидных суглинках, являющихся почвообразующими породами на преобладающем пространстве изучаемого региона. Чехол данных отложений формировался в относительно сухие холодные эпохи плейстоцена в результате субаэрального осадконакопления [2, 3].

Физико-химические свойства мело-мергельных пород сформировали ряд особенных черт ландшафтов Среднерусского Белогорья. Например, весьма своеобразен карстовый рельеф в пределах крутобережных частей многих речных долин региона. Цирковидные балки и карстовые воронки на склонах речных долин, обширные карстовые западины в поймах и на надпойменных террасах рек, форма, длина и другие морфологические признаки склонового рельефа в местах близкого залегания к поверхности мело-мергельных пород были во многом предопределены карстообразованием и, в конечном счете, повлияли на своеобразие миграционной и геохимической структуры ландшафтов.

Методический интерес представляет исследование скорости выщелачивания карбонатных пород региона в современную межледниковую эпоху (голоцен). Полученные сведения можно использовать в расчетах общего выноса карбонатных пород с территории Среднерусского Белогорья за геологическое время. Территория исследования находится на севере степной зоны, в правобережной части долины р. Черная Калитва, примерно в 10 км от места ее впадения в р. Дон (Россошанский район Воронежской области). Среднегодовое количество осадков составляет 500 мм, среднегодовая температура воздуха – $+6,5^0$С. На ровной поверхности первой надпойменной цокольной террасы р. Черная Калитва археологической экспедицией Воронежского государственного педуниверситета под руководством И.В. Федюнина в 2014 г. изучались грунтовые захоронения (главным образом, парные) среднестоговской археологической культуры неолита-энеолита, созданные 5500-5600 лет назад. Каждое захоронение на поверхности естественных современных почв маркировалось микрозападиной диаметром 2,5-3 м и глубиной 20-25 см. Почвы, окружающие места захоронений – черноземы остаточно карбонатные; плотный элювий мергеля залегает на глубине 60-70 см от поверхности почв. Изученные захоронения были «врезаны» в элювий коренной породы и находились на глубине 120-130 см от дневной поверхности почв. Согласно нашему предположению, изученные захоронения моделируют процесс образования карстовых воронок, формирование которых активизируют небольшие просадки грунта, по которым

начинает развиваться выщелачивание карбонатов. При расчете величины слоя выщелачивания элювия мергеля нами учитывались объем образовавшихся микрозападин (форма которых принималась близкой к конической), из которого вычитался объем минерализовавшихся тканей захороненных людей. Оказалось, что величина снижения поверхности почвы в пересчете на цилиндрическую форму образовавшихся просадок породы за счет выщелачивания карбонатов в течение 5500 лет могла составить 4,5 см, т.е. темпы выщелачивания мергеля, содержащего 30-50% силикатной породы, оцениваются величиной 1,1-1,6 см / 1000 лет. Для геологического масштаба времени найденная величина оказывается существенной. Так, образование останцового рельефа, сложенного карбонатными породами, в правобережной части долины р. Черная Калитва с относительными перепадами высот между вершинами водоразделов и поверхностью цокольной террасы реки в 50-60 метров могло произойти за время порядка 3,5-5 млн лет.

В лесостепной зоне Среднерусского Белогорья, где осадков выпадает на 20-40% больше по сравнению со степной зоной, темпы выщелачивания карбонатных пород, вероятно, были выше найденной величины.

Карбонатные породы, дренируемые поверхностными и подземными водами, а также просачивающимися атмосферными осадками, формируют региональное своеобразие химизма миграционных потоков вещества. В климатических условиях лесостепи и степи Среднерусского Белогорья кальций является главным типоморфным химическим элементом, а господствующим классом геохимических ландшафтов – Ca^{2+}-класс – в соответствии с представлениями и классификацией геохимических ландшафтов А.И. Перельмана [4]. Геохимический класс нейтральных и щелочных кислородных вод формирует повышенную подвижность анионогенных химических элементов (кремния, молибдена, ванадия, висмута, селена и многих других) тогда как катионогенные элементы, в числе которых тяжелые металлы (свинец, кадмий, ртуть, кобальт, медь и др.) в почвенных растворах становятся малоподвижными [5]. Данное обстоятельство следует учитывать при идентификации приоритетных загрязнителей продукции растениеводства в изучаемом регионе – в соответствии со своеобразием биогеохимических циклов, формируемых щелочной средой почвенных растворов. Также важен контроль содержания анионогенных элементов в подземных водах, используемых для питьевого водоснабжения.

Пока слабо изученным аспектом геохимической активности щелочных почвенно-грунтовых вод является их воздействие на здания и сооружения. Повышенная растворимость силикатных пород в щелочной среде, вероятно, способствует снижению срока эксплуатации фундаментов зданий в населенных пунктах Среднерусского Белогорья, – особенно при неглубоком залегании грунтовых вод и при близком нахождении к поверхности коренных пород, в которых часто находятся конструкции фундаментов зданий (например, на поверхности надпойменной террасы р. Везелка в центре Белгорода).

При изучении ландшафтно-геохимических особенностей Среднерусского Белогорья вполне закономерным является исследование не только миграции, но и концентрации веществ на геохимических барьерах, разнообразие которых обусловлено природными и антропогенными факторами, и, вероятно, нуждается в систематизации и отдельном исследовании.

Широкое распространение пород с высоким содержанием кальция в ландшафтах Среднерусского Белогорья определило специфику развития хозяйства региона. Техногенность кальция является одной из самых высоких на территории Среднерусского Белогорья. Для разных отраслей промышленности в большом числе карьеров налажена добыча мела и мергеля. Сами карьеры можно рассматривать как искусственные ландшафтно-геохимические арены. Поблизости от карьеров на поверхности почв атмогеохимический перенос формирует природно-техногенные ореолы рассеяния кар-

бонатов, которые распространяются по розе ветров на десятки – первые сотни метров от края карьеров.

Аспекты исследования карбонатных пород в геохимии ландшафтов Среднерусского Белогорья многоплановы, часть из них выходит за рамки данной работы. Например, отдельным актуальным направлением исследований должно стать планомерное медико-географическое изучение влияния щелочных пород региона на здоровье проживающего здесь населения.

Работа выполнена при частичной поддержке гранта РНФ, проект № 14-17-00171 на тему: «Региональные отклики компонентов окружающей среды на изменения климата разной периодичности: юг лесостепи Среднерусской возвышенности».

Литература

1. Среднерусское Белогорье. Воронеж: Изд-во Воронеж. ун-та, 1985. 238 с.

2. Развитие ландшафтов и климата Северной Евразии / Под общ. ред. А.А. Величко. М.: Наука, 1993. Вып. 1. 101 с.

3. Палеогеография Европы за последние сто тысяч лет / Под общ. ред. И.П. Герасимова. М.: Наука, 1982. 156 с.

4. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.: Высшая школа, 1975. 341 с.

5. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрея-2000, 1999. 763 с.

УДК 631.41:631.811 (912.43)

ГИС-АНАЛИЗ ГЕОХИМИЧЕСКИХ БУФЕРНЫХ ЗОН ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Черницова О.В., Кречетов П.П.
МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: olchernitsova@mail.ru; krechetov@mail.ru

Функционирование природных ландшафтов регулируется комплексом геохимических буферных зон. Под буферной зоной в данной работе понимается участок биосферы, на котором происходит трансформация химических веществ, обеспечивающая благоприятные условия для существования биотического компонента экосистем. Целью данного исследования было выявление факторов и механизмов формирования геохимических буферных зон, поддерживающих устойчивое функционирование экосистем в смешанных хвойно-широколиственных лесах подзоны дерново-подзолистых почв на покровных бескарбонатных суглинках. Оценку емкости буферных зон проводили на основе анализа пространственной дифференциации в почвенном покрове содержания доступных для лесной растительности основных элементов биофилов.

В данной работе использованы данные детальных почвенно-геохимических исследований, проводившихся на экспериментальном участке «Ключи» в Пермском Прикамье, который приурочен к водораздельным слабо-увалистым поверхностям Предуральской равнины с полигонально-блочным палеокриогенным микрорельефом (материалы Н.П. Солнцевой). На данном участке распространены сложные елово-пихтовые папоротниково-кисличные леса на микроповышениях; смешанные елово-пихтово-липовые леса папоротниково-кисличные с примесью неморальных видов и лиственные березово-липово-осиновые травяные леса межблочных микропонижений. С учетом элементов рельефа и растительного покрова на участке «Ключи» было заложено 28 почвенных разрезов. Емкость геохимических буферных зон определялась по содержанию гумуса, общему азоту, подвижным формам азота, калия и фосфора, обменному кальцию и магнию, а также обменному водороду и алюминию во всех горизонтах почвенного профиля. Общая база аналитических данных составила более 3000 единиц.

Анализ особенностей биологического круговорота в смешанных хвойно-широколиственных лесах проводили с использованием опубликованных материалов исследований, выполненных для таежной зоны Восточно-Европейской равнины. Проанализированы и обобщены данные из различных литературных источников о накоплении органической массы (т/га) и элементов питания (кг/га) в древостое хвойно-широколиственных лесов на дерново-подзолистых почвах, а также о среднем содержании азота и элементов питания в опаде (кг/га в год) для различных типов леса [1-5]. Кроме того, по литературным данным установлены особенности возрастных изменений емкости и структуры биогеохимического круговорота [2] и характер распределения тонких корней в различных фитоценозах по горизонтам почвы (в т/га сухой массы) [6].

Анализ внутрипочвенной (радиальной) и внутриландшафтной (катенарной) дифференциации элементов биофилов на ключевом участке выполнен с применением геоинформационных технологий. На начальном этапе ГИС использовали при создании тематических слоев микрорельефа и растительности по материалам составленных в поле схематических карт. Эти слои, наряду с морфологическими описаниями почвенных разрезов и данными гранулометрических анализов, послужили основой для создания почвенной карты участка «Ключи», отражающей приуроченность различных видов почв к элементам микрорельефа. Данные гранулометрических анализов говорят о резко выраженной текстурной дифференциации почв микроповышений и слабой текстурной дифференциации почв микропонижений. Всего было выделено три основ-

ных вида дерново-палево-подзолистых почв. Их ареалы в основном совпадают с ареалами типов растительности. Почвы данного участка классифицированы как: а) дерново-палево-подзолистые повышенно-гумусированные резко дифференцированные; б) повышенно-гумусные умеренно дифференцированные; в) высоко-гумусные слабо дифференцированные.

Для анализа пространственной эколого-геохимической структуры почвенного покрова ключевого участка в ГИС создана база данных с результатами химических анализов, в которую включены две группы таблиц:

- таблицы с фактическими данными химико-аналитических исследований по каждому почвенному разрезу (28 таблиц), в которых значения определяемых показателей привязаны к нижней границе почвенного горизонта. Эти таблицы позволяют строить диаграммы для почвенных разрезов в системе координат «глубина – значение показателя». Простейший пространственный анализ в ГИС позволил сгруппировать разрезы по их принадлежности к одному виду выделенных дерново-палево-подзолистых почв и построить графики радиальной дифференциации элементов биофилов и других показателей (значение pH, содержание гумуса) для каждой почвы по средним значениям.
- таблицы с усредненными результатами химико-аналитических исследований, сгруппированными по трем буферным зонам: для гумусово-аккумулятивной буферной зоны (горизонты Ад, A_1, A_1A_2), для элювиальной геохимической буферной зоны (горизонтыA_2', A_2'') и для иллювиальной геохимической буферной зоны (горизонты A_2B, B_1, B_2, B_3, B_4) (три таблицы, содержащие по 28 записей каждая).

Методами пространственной интерполяции составлена серия электронных карт содержания гумуса и всех определявшихся элементов биофилов в вышеперечисленных буферных зонах в пределах почвенной толщи, что позволило отобразить латеральную дифференциацию анализируемых показателей. Для каждого показателя построена серия из трех карт.

Кроме того, создана упрощенная цифровая модель микрорельефа (по данным карты микрорельефа) и цифровые модели глубин залегания нижних границ геохимических буферных зон. Обработка этих данных методами ГИС-анализа позволила рассчитать мощности почвенных горизонтов, что было использовано при определении запасов элементов биофилов в почве. Были также проанализированы средние значения содержания этих элементов в рассматриваемых горизонтах почвы для различных форм микрорельефа, видов почв и растительности.

В результате анализа построенных серий карт-схем и графиков радиальной дифференциации установлено, что в генетическом профиле дерново-подзолистых почв наблюдается два максимума накопления подвижных форм биофильных элементов (азота, фосфора, калия, кальция, магния): в гумусово-аккумулятивной и иллювиальной геохимических буферных зонах. Причем, как правило, содержание подвижных форм в глубокопочвенной буферной зоне в 1,5-2,5 раза выше, чем в поверхностной. Это может быть связано с их поступлением из элювиальной буферной зоны в результате разрушения органическими кислотами минеральной фазы.

Анализ диаграмм средних значений содержания элементов биофилов в зависимости от приуроченности почвы к той или иной форме микрорельефа позволил выявить в почвенном покрове хвойно-широколиственных лесов четкую латеральную дифференциацию определявшихся показателей. Дерново-палево-подзолистые почвы элювиальных ландшафтов обеднены, а аккумулятивных – относительно обогащены всеми элементами биофилами. В рассматриваемом ряду почв содержание азота отличается в 1,4-1,5, фосфора – в 2,6-8,4, поглощенных кальция и магния – в 1,8-2,9 раза. Такая дифференциация по элементам питания сопровождается различиями в видах растительности в зависимости от их требовательности к плодородию почвы. Ельники папорот-

никово-кисличные (локально мертвопокровные) микроводоразделов сменяются на относительно пониженных поверхностях микрорельефа липняковыми ельниками и липняками с разнотравно-неморальным травяным покровом, в результате чего формируется биогеохимическая буферная зона повышенной емкости, что ограничивает вынос биофильных элементов за пределы элементарного ландшафта.

Построенные в ГИС карты-схемы запасов калия и фосфора в почвенной толще и их распределение по выделенным буферным зонам позволили выявить радиально-катенарную эколого-геохимическую структуру распределения запасов элементов биофилов в почвенном покрове. Разница в запасах между элювиальными и аккумулятивными ландшафтами катенарного ряда составляет для калия 3 кг/м^2, для фосфора – 16 кг/м^2.

Радиально-катенарная структура в распределении запасов элементов биофилов повторяется в распределении типов леса и, как следствие, в формировании биогеохимических буферных зон различной емкости. На повышенных элементах микрорельефа с елово-пихтовыми лесами формируются элювиальные ландшафты с умеренной емкостью биогеохимической буферной зоны. На слабонаклонных поверхностях они сменяются смешанными елово-пихтово-липовыми лесами трансэлювиального ландшафта с повышенной емкостью биогеохимической буферной зоны. В аккумулятивных ландшафтах формируются березово-липовые леса с высокой емкостью биогеохимической буферной зоны.

Увеличение в рассматриваемом ряду экосистем емкости биогеохимических буферных зон подтверждается данными о накоплении в них органической массы (т/га) и массы элементов биофилов (кг/га). В зрелых древостоях наряду с увеличением запасов фитомассы (как надземной, так и корневой) в березово-липовых лесах по сравнению с елово-пихтовыми почти в 3 раза увеличиваются запасы кальция, более чем в 2 раза магния и калия, в 2,4 раза азота. Запасы элементов биофилов увеличиваются в катенарных рядах биоценозов не только в фитомассе, но и в опаде, что отражается в содержании биофилов в гумусово-аккумулятивной буферной зоне. Содержание азота и кальция в опаде ельника сложного и осинника липнякового различаются в 1,4-1,5 раза, магния, фосфора, калия – в 2-3 раза [5]. Эти различия в биогенном поступлении элементов проявляются не только в верхних, но и во всех почвенных горизонтах. Максимальное содержание подвижных форм калия, фосфора и обменных кальция и магния приурочено к нижним – иллювиальным – горизонтам почв пониженных элементов рельефа под березово-липняковыми участками леса.

Возрастные изменения структуры лесных экосистем также оказывают влияние на емкость биогеохимической буферной зоны. В липняке максимальное потребление калия и азота (50 и 75 кг/га) приходится на возраст 23 года; в осинниках – на 30 лет (100 и 125 кг/га); в ельниках – на 40 лет (45 и 50 кг/га) [1]. Максимальный возврат элементов с опадом в древостоях увеличивается с возрастом и практически компенсирует потребление этих элементов. Регулирующее значение в потреблении биофильных элементов имеет также различная глубина проникновения тонких сосущих корней в глубокие горизонты почв по мере увеличения возраста деревьев. Особенно значительно увеличивается с возрастом масса тонких корней в липняках (1 т/га) (к возрасту 70-75 лет), в осинниках и ельниках (50-55 лет) среднего возраста до 0,5 т/га [6], что позволяет предполагать возможность потребления биофильных элементов в определенные периоды жизни леса не только из глубоко залегающих буферных зон.

Таким образом, в зрелых древостоях хвойно-широколиственных лесов потребление биофильных элементов идет как из гумусово-аккумулятивной буферной зоны, так и из нижней иллювиальной геохимической буферной зоны их концентрации. Основная масса элементов биофилов из гумусово-аккумулятивной и элювиальной буферной зон накапливается в живой биомассе травяного покрова и древесных пород. Эффектив-

ность поддержания уровня содержания биологически доступных элементов питания в гумусово-аккумулятивной буферной зоне зависит от массы и химического состава наземного и корневого опада, скорости разложения растительных остатков и освобождения доступных соединений азота и зольных элементов. Запасы элементов биофилов контролируются также интенсивностью их выноса из гумусово-аккумулятивной и элювиальной буферной зоны с поверхностным и внутрипочвенным латеральным стоком. Потребление элементов питания из иллювиальной буферной зоны гораздо меньше, чем из гумусово-аккумулятивной, и происходит в экосистемах со зрелым древостоем. Доля элементов питания, поступающих с корневым опадом, по сравнению с их привносом с радиальным и латеральным стоком, невелика. Можно утверждать, что в лесных ландшафтно-геохимических системах под влиянием абиотических и биотический факторов формируется целый комплекс буферных зон, определяющих устойчивое функционирование природных экосистем.

Литература

1. Ремезов Н.П., Быкова Л.Н., Смирнова К.М. Потребление и круговорот азота и зольных элементов в лесах Европейской части СССР. М.: Изд-во Моск. Ун-та, 1959. 282 с.

2. Структура и продуктивность еловых лесов южной тайги. Л.: Наука, 1973. 311 с.

3. Базилевич Н.И. Биологическая продуктивность экосистем Северной Евразии. М.: Наука, 1993. 293 с.

4. Регуляторная роль почвы в функционировании таежных экосистем. М.: Наука, 2002. 364 с.

5. Дымов А.А., Бобкова К.С., Тужилкина В.В., Ракина Д.А. Растительный опад в коренном ельнике и лиственно-хвойных насаждениях // Лесн. журн. 2012. № 3. С. 7-18.

6. Абражко М.А. Фитомасса и некоторые особенности жизнедеятельности корней ели в еловых лесах различной структуры и продуктивности. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л., 1971. 22 с.

УДК 911.52

ГЕОХИМИЯ УРБОЛАНДШАФТОВ БЕЛАРУСИ

Чертко Н.К.

Белорусский государственный университет, Минск, Беларусь, e-mail: tchertko@yandex.by

Изучение геохимии городских ландшафтов в Беларуси пока не получило системного характера. Впервые со второй половины 1970-х гг. геохимические исследования города Минска проведены под руководством В.К. Лукашева с участием Т.Н. Симуткиной, Л.В. Окунь и др., а промышленных комплексов – В.С. Хомич и др. С 1991 г. в Институте природопользования НАН Беларуси ландшафтно-геохимическое направление исследования урболандшафтов получило новый импульс. Проводятся выборочно эколого-геохимические исследования городских ландшафтов, дается оценка эмиссионных факторов, выявляются источники и закономерности распределения стойких органических загрязнителей (В.С. Хомич, С.В. Какарека, Т.И. Кухарчик, Н.В. Ковальчик и др.) [1]. С 2013 г. в НИЛ экологии ландшафта Белорусского государственного университета начали проводиться систематические исследования по промышленным городам Беларуси (Пинск, Жлобин, Молодечно, Гомель), составлены серии картосхем техногенной нагрузки на природные и агроландшафты Белорусского Полесья, выявлены закономерности выпадения пыли на природные ландшафты и накопления тяжелых металлов в почвах и растениях г. Пинска. В настоящее время исследован ряд урболандшафтов, их отличает методика и предмет исследования, что зависит от требований заказчика и финансируемой организации [2].

При исследовании городов необходима информация по их классификации и типологическому анализу с целью выявления существенных особенностей группы городов для определения эффективной стратегии их развития и специфичной оптимизации. Под классификацией понимается выделение городов по одному или нескольким признакам. Типология города позволяет дать комплексную характеристику городов и наметить стратегию их развития [3].

С геохимических позиций лучше подходит группировка городов с учетом численности населения и (или) специфики промышленного направления, так как от этого зависит величина техногенной нагрузки на природную среду и ассоциация накапливающихся элементов (табл. 1).

Таблица 1

Классификация городов Беларуси по численности населения

Группы городов	Численность населения, тыс. чел.	Города
Очень крупные	Более 500	Минск
Крупные	251–500	Гомель, Могилев, Витебск, Брест, Гродно
Большие	101–250	Бобруйск, Барановичи, Борисов, Орша, Пинск, Мозырь, Солигорск, Новополоцк
Средние	51–100	Молодечно, Лида, Полоцк, Жлобин, Жодино, Светлогорск, Речица, Слуцк, Слоним, Кобрин
Малые	менее 50	Горки, Осиповичи, Дзержинск, Лунинец и др. преимущественно районные центры

По специфике крупнейших производств можно выделить группу городов с преимущественно машиностроительной отраслью (Минск, Жодино, Витебск, Молодечно, Барановичи), нефтехимической (Мозырь, Новополоцк), металлургической (Жлобин), деревообрабатывающей (Пинск), пищевой промышленностью (Рогачев, Кобрин, Глубокое и др.).

К настоящему времени в разной степени охвачены ландшафтно-геохимическими

исследованиями некоторые города, различающиеся по количеству населения и специфике промышленного производства: Минск, Гомель, Полоцк и Новополоцк, Светлогорск, Солигорск, Борисов, Березовка, Мозырь, Житковичи, Жодино, Жлобин, Могилев, Пинск, Волковыск, Кричев, Гродно. Города исследовались разными организациями и в зависимости от этого направленность и полнота их исследований не одинакова. Направления исследований можно объединить в три группы:

– факторы воздействия (аэрозольные выбросы, твердые коммунальные и промышленные отходы, шламы и органические соединения);

– компоненты природной среды (атмосфера и атмосферные осадки, поверхностные и подземные воды, почва, растительность);

– зоны локальных источников воздействия (полигоны твердых промышленных и коммунальных отходов, промышленные предприятия, автозаправочные станции, нефтебазы).

Изменяющаяся экологическая ситуация в городах требует в перспективе комплексного ландшафтного и зонального системного подхода при проведении исследований и разработки единой методики. Для этого необходим единый план научно-исследовательских работ, последовательности исследования городов Беларуси с указанием перечня вопросов и организаций, ответственных за выполнение конкретных направлений исследования с координацией их Институтом природопользования НАН Беларуси. Следует также определить города для мониторинговых исследований с учетом специфики промышленности и перечнем показателей, как это реализуется в Гидрометеослужбе.

В результате проведенных исследований разработаны: методика комплексной оценки состояния городской среды; методологические основы регионального эколого-географического анализа, позволившие выявить естественно-географические предпосылки формирования экологической ситуации в Беларуси; выполнена комплексная оценка состояния окружающей среды на территории Минска и разработаны мероприятия по улучшению состояния среды в зонах с напряженной экологической ситуацией; разработаны рекомендации по оптимизации структурно-функциональной организации ландшафтно-рекреационных территорий городов, а также рекомендации по обращению со складированными отходами и экологически безопасному использованию земель; по улучшению состояния объектов растительного мира, расположенных в промышленных зонах (Минский автомобильный и Минский тракторный заводы, Светлогорское производственное объединение «Химволокно» и др.); разработан ряд технических кодексов («Порядок проведения наблюдений за химическим загрязнением земель»; «Правила и порядок определения загрязнения земель (включая почвы) химическими веществами»; «Правила и порядок определения фонового содержания химических веществ в землях (включая почвы)»), карт прогнозных оценок уровня загрязнения городских территорий; подготовлены выпуски ежегодного экологического бюллетеня «Состояние природной среды Беларуси».

Необходимость реализации комплексного подхода при исследовании геохимии урболандшафтов следует из сравнительной геохимии двух городов Беларуси: Пинска – большого по населению города с промышленной специализацией по металло-деревообработке и Жлобина – среднего по населению города и специализацией по машиностроению.

Методический подход к исследованию этих городов одинаков: равномерный с учетом функциональных зон по площади отбор образцов почв и древесных растений в июне месяце и определение некоторых тяжелых металлов в них спектральным эмиссионным методом. По содержанию тяжелых металлов в почвах составлены карты. Проведена статистическая обработка аналитических данных по почвам и растительности. Результаты статистической обработки для сравнения в гг. Пинске и Жодино приводят-

ся в табл. 2.

Таблица 2

Сравнительное содержание тяжелых металлов в почвах гг. Пинска и Жодино, мг/кг

Показатели	Cu	Pb	Mn	Ni	Sn	Ti	Cr
Пинск, N = 30							
Минимум	12,0	5,0	59,0	0,4	0,2	214,0	9,0
Максимум	85,0	222,0	865,0	15,9	9,1	2881,0	151,0
Среднее	28,2	27,7	325,7	5,4	2,3	1186,0	29,2
Коэффициент вариации, %	57,3	140,5	63,8	65,0	98,0	53,8	91,4
Жодино, N = 20							
Минимум	8,6	6,4	160,0	2,5	0,7	416,0	10,3
Максимум	52,6	23,7	833,0	6,8	6,5	1540,0	34,8
Среднее	19,1	12,1	449,5	3,5	1,9	901,0	20,5
Коэффициент вариации, %	51,3	37,7	37,0	30,3	63,5	35,3	28,4
Фон	13	12	247	20	–	1562	36
ПДК	33	32	1000	20	–	–	100

В г. Пинске к основным зонам загрязнения относятся: речной вокзал, зона предприятий по металлообработке, центральная административно-жилая зона. В городе много мелких предприятий, включая легкую и пищевую промышленность, которые вносят свой вклад в загрязнение, поэтому размах, как и коэффициент варьирования элементов здесь определяется зашкальными единицами (140,5%) для свинца, по остальным химическим элементам – высокий и в пределах 53,8–91,4%. Выше фона среднее содержание меди, свинца и марганца, но ниже ПДК – по всем приведенным элементам.

В г. Жодино основным градообразующим промышленным предприятием является автомобильный завод самосвалов от минимальных до гигантских размеров. Мелкие предприятия легкой и пищевой промышленности незначительно загрязняют город. Поэтому в отличие от г. Пинска здесь контраст между минимальным и максимальным содержанием химических элементов менее выражен, а коэффициенты варьирования можно отнести к малым (28,4%, хром), реже к средним (51,3%, медь; 63,5% олово). Максимальное содержание ниже фона у никеля, титана и хрома. Средние значения по всем элементам ниже фона (табл. 2).

Таким образом, сравнительный анализ геохимии крупного и среднего городов показывает, что степень загрязнения зависит от площади, населения и специализации промышленности.

При исследовании урболандшафтов с 2014 г. в программу исследований нами включается не только оценка загрязнения, но и приводятся рекомендации по геохимической оптимизации ландшафтов по тем химическим элементам, которые превышают фон и ПДК с учетом их свойств, возможного создания или наличия геохимического барьера или нейтрализатора.

Литература

1. Снытко В.А., Хомич В.С., Чертко Н.К. История развития геохимии ландшафта в Беларуси // Институт Белорусской культуры и становление науки в Беларуси. К 90-летию создания Института белорусской культуры: Мат-лы Междунар. Научн. конф. Минск, 8–9 декабря 2011 г. Минск: «Беларуская навука», 2012. С. 331-338.

2. Марцинкевич Г.И., Счастная И.И., Чертко Н.К., Карпиченко А.А., Звозников А.А. Урболандшафты г. Пинска: классификация, эколого-геохимическая оценка, способы оптимизации // Вестник БГУ. Серия 2: Хим., Биол., Геогр. 2015. № 3. С. 70-75.

3. Экология города / Отв. ред. Н.С. Касимов. М.: Научный мир, 2004. 624 с.

УДК 550.461

ИССЛЕДОВАНИЕ МИГРАЦИИ МОЛИБДЕНА В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ, НАХОДЯЩИХСЯ В ЗОНЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ АО «АПАТИТ»

Чукаева М.А.

Санкт-Петербургский горный университет, Санкт-Петербург, e-mail: shellx@bk.ru

Предприятие АО «Апатит» расположено в городе Кировске Мурманской области и является крупнейшим в России производителем апатит-нефелинового концентрата. Месторождения апатит-нефелиновых руд, разрабатываемых предприятием, приурочены к Хибинскому горному массиву.

Анализ результатов комплексных мониторинговых исследований выявил высокий уровень техногенной нагрузки на водные объекты, расположенные в зоне влияния производственных объектов ОА «Апатит» [1]. Основными загрязняющими компонентами являются ионы молибдена, фтора и алюминия, причем коэффициент контрастности по молибдену варьируется от 80 до 120 в зависимости от времени года (табл. 1).

Таблица 1

Результаты мониторинга поверхностных вод

Компонент	C_i, мг/л	$K=C_i/ПДК$
Mo^{6+}	0,12	120
F^-	3,45	2,88
Al^{3+}	0,5	2,5

Кроме того, промплощадки предприятия находятся в непосредственной близости от городов Кировск и Апатиты, а также уникальных по своим качествам озер Имандра и Умбозеро. Для разработки и проведения, эффективных природозащитных мероприятий, направленных на очистку сточных вод от молибдена, было необходимо выяснить причины и пути его поступления в природные водные объекты.

В природе, молибден встречается только в виде соединений, его основным минералом является молибденит (MoS_2), который достаточно широко распространен в Хибинском горном массиве [2], хотя эти рудопроявления не имеют промышленного значения.

При переходе в окислительную обстановке, формирующуюся при разработке апатит-нефелиновых руд, молибденит окисляется, причем, скорость окисления в щелочных водах значительно выше, чем в нейтральных и слабокислых.

Молибденит окисляется по следующей схеме [3]:

$2MoS_2 + 9O_2 + 6H_2O = 2H_2MoO_4 + 4H_2SO_4$.

Он может также разлагаться под влиянием анионов щелочных вод:

$MoS_2 + 4OH^- = MoO_4^{2-} + 2H_2S$.

Особенности химического состава вод Хибинского массива определены химическим составом нефелино-сиенитовых пород, слагающих массив. Это в основном воды слабощелочные (pH=9-10) гидрокарбонатно-натриевые с повышенным содержанием кремния.

Гидрохимия молибдена зависит от форм нахождения его в растворах при определенных значениях pH-Eh. В природных водах молибден чаще всего находится в степени окисления +6. Диаграмма существования различных форм молибдена в зависимости от pH и Eh представлена на рисунке 1 [4] и позволяет сделать предварительный прогноз о форме нахождения молибдена.

Основной формой нахождения молибдена в кислородсодержащих подземных водах при pH > 7 является молибдат ион MoO_4^{2-} а при pH < 7 — катион молибденила MoO_2^{2+}.

Высокая растворимость оксидов молибдена, соединений молибдатов с натрием и с другими катионами, а так же диссоциация молибденовой кислоты определяют значительную миграционную способность молибдена и возможность его накопления в подземных водах в большом Eh-pH диапазоне при значительных вариациях химического состава подземных вод. В связи с высокой растворимостью молибдатов натрия, натриевый состав подземных вод всегда более благоприятен для водной миграции молибдена и особенно для его накопления в этих водах.

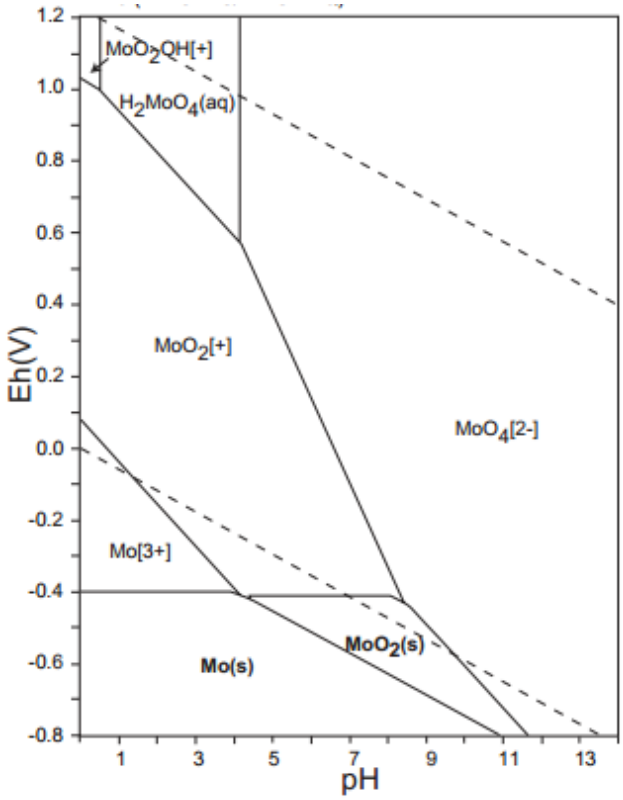


Рис. 1. Диаграмма существования различных форм молибдена в зависимости от pH и Eh

В процессе ведения горных работ происходит нарушение естественного состояния горного массива, изменение окислительно-восстановительной обстановки в результате чего молибден, находившийся в нерастворимой минеральной форме, начинает окисляться и растворяться в карьерных и шахтных водах, которые после откачки попадают в природные водные объекты. Функционирование обогатительных фабрик также приводит к загрязнению природных вод молибденом, так как при дроблении и последующей флотации руды наблюдаются вышеописанные процессы, вследствие чего молибден попадает в природные водные объекты со сточными водами фабрик, что подтверждается проведенными полевыми исследованиями.

В результате проведения мониторинговых исследований было установлено, что максимальные концентрации молибдена обнаруживаются в карьерных, дренажных водах и водах, поступающих из хвостохранилищ, притом что его фоновые концентрации не превышают значений ПДК. Отсюда можно сделать вывод, что молибден в поверхностных водах имеет антропогенное происхождение, связанное с особенностью строения Хибинского горного массива и технологической деятельностью предприятия, что подтверждается его пространственным распределением в поверхностных водах Апатитского района.

Литература

1. Пашкевич М.А., Чукаева М. А. Оценка негативного воздействия ОАО «Апатит» на природные воды // Мат-лы 8-ой междунар. научной практичной конф. «Образование и наука на XXI век». Том 40. Экология. София: «Бел ГРАД-БГ», 2012. С. 51-54.

2. Боруцкии Б.Е., Костылева-Лабунцева Е.Е., Соколова М.Н. Минералогия хибинского массива. М.: Наука, 1978. Т. 2. 591 с.

3. Бусев А.И. Аналитическая химия молибдена. М.: Наука, 1962. 302с.

4. Atlas of Eh-pH diagrams. Intercomparison of thermodynamic databases. National Institute of Advanced Industrial Science and Technology. Research Center for Deep Geological Environments. Naoto TAKENO. 2005. 285 p.

УДК 631.417.4

РАСТВОРИМЫЕ САХАРА, ПОЛИОЛЫ И АМИНОКИСЛОТЫ ЛИШАЙНИКОВ И МХОВ КАК СОЕДИНЕНИЯ-ПРЕДШЕСТВЕННИКИ МЕЛАНОИДИНОВ ПРИ ПЕРВИЧНОМ ГУМУСООБРАЗОВАНИИ

Шамрикова Е.В.(1), Заварзина А.Г.(2), Кубик О.С.(1), Пунегов В.В.(1)

(1) *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, Сыктывкар, e-mail: shamrik@ib.komisc.ru*

(2) *МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: zavarzina@mail.ru*

Иммобилизация органического углерода в виде устойчивых соединений гумуса, гуминовых веществ (ГВ), является ключевым этапом глобального цикла углерода, необходимым для поддержания климата и жизни на планете. В современной биосфере основным источником материала для гумификации являются ткани сосудистых растений. Образование гуминовых веществ на ранних стадиях почвообразования под нелигнифицированной растительностью, например, мхами и лишайниками, изучено недостаточно. Лишайники, являющиеся пионерами на минеральном субстрате, в настоящее время распространены в напочвенном покрове приполярных областей, однако до появления сосудистых растений могли быть распространены и в обычных местообитаниях, являясь первыми массовыми наземными растениями-гумусообразователями [1]. Одним из возможных путей образования темноокрашенных и устойчивых к микробной деструкции соединений гумуса в мохово-лишайниковых сообществах может быть поликонденсация сахаров и аминокислот (реакция Майара). В реакции могут участвовать и низкомолекулярные фенольные соединения, причем образование темноокрашенных продуктов значительно ускоряется в присутствие оксидов железа и марганца как абиогенных катализаторов [2] или в присутствие полифенолоксидазы, иммобилизованной на минеральной матрице с большой площадью поверхности [3]. В данной работе в лишайниках и мхах изучен состав свободных сахаров, полиолов, углеводов и аминокислот в целях выявления доминирующих компонентов-предшественников ГВ при гумификации по Майару.

Объектами исследований служили лишайники двух систематических групп, относящиеся к порядкам *Peltigerales* (фотобионт зеленая водоросль и/или цианобактерия) и *Lecanorales* (фотобионт зеленая водоросль), а также мхи – *Pleurozium schreberi* и *Racomitrium lanuginosum*. Свободные низкомолекулярные углеводы и полиолы в водных вытяжках определяли методами газовой хроматографии и хромато-масс-спектрометрии (ГХ/МС), аминокислоты – на анализаторе ААА 400.

Содержание всех групп определяемых соединений оказалось в несколько раз выше в цианолишайниках, чем в хлоролишайниках и мхах (табл. 1).

Таблица 1

Свободные аминокислоты, сахара, полиолы в лишайниках и мхах

Суммарное содержание, мг/г	Лишайники								Мхи	
	Цианолишайники (Peltigerales)				Хлоролишайники (Lecanorales)					
	1*	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Аминокислоты, мг/кг	6,8	6,1	9,6	7,7	0,8	1,3	0,7	0,7	0,6	0,1
Полиолы, г/кг	3,5	4,3	9,8	6,5	0,8	0,2	1,9	1,2	0,5	0,1
Сахара, г/кг	1,7	1,6	2,4	0,9	0,2	0,1	0,4	0,2	0,1	0,0

* 1 – *Peltigera canina*, 2 – *P. aphthosa*, 3 – *Solorina crocea*, 4 – *Nephroma arcticum*, 5 – *Cladonia arbuscula*, 6 – *C. stellaris*, 7 – *Cetraria islandica*, 8 – *Flavocetraria nivalis*, 9 – *Pleurozium schreberi*, 10 – *Racomitrium canescens*

Примерно в 10 раз большее содержание аминосоединений в цианолишайниках обусловлено наличием азотфиксирующей цианобактерии в их составе. Общим для всех образцов является наличие 14 аминосоединений, массовая доля каждого из которых от суммарного содержания незначительна (менее 1-2%). Среди них цитруллин, треонин, глицин, фосфоэтаноламин, метионин, лейцин, изолейцин, гистидин, метилгистидин, этаноламин, карбокситин-гомоцистеин, фенилаланин, α-аминобутировая и аминоизомасляная кислоты. В сумме на эти соединения в разных образцах приходится 1-10%. К оставшимся 18 идентифицированным компонентам относятся 17 аминокислот (2-фосфосерин, таурин, серин, аспарагин, глутамин, пролин, аланин, валин, цистин, тирозин, орнитин, лизин, аргинин; аспарагиновая, глутаминовая, аминоадипиновая, γ-аминобутировая кислоты) и мочевина, обнаруженная только в *P.aphthosa* и *S.crocea*, но в большом количестве (30% от суммы 18 аминосоединений) (рис. 1). В составе аминокислот во всех лишайниках преобладают нейтральные, кислые аминокислоты составляют 30-40% (у мхов – менее 10%), доля основ́ных кислот во всех образцах не превышает 10, ароматических – 4%.

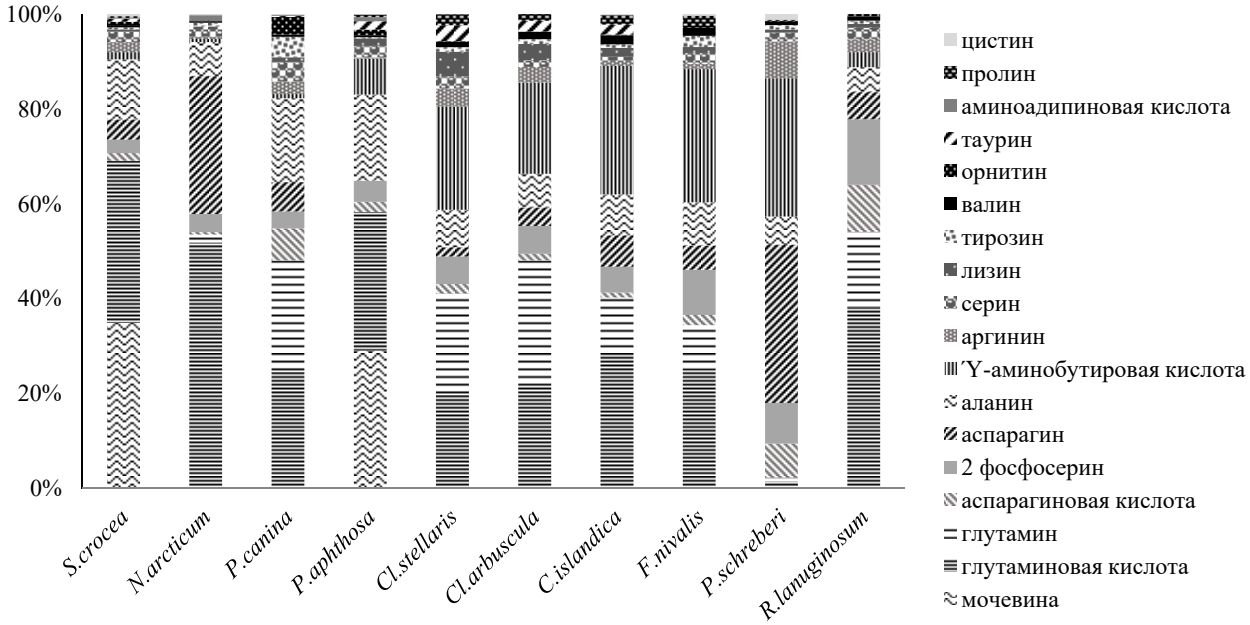


Рис. 1. Аминокислотные профили лишайников и мхов

Глутаминовая кислота и глутамин составляют 35-50% от суммы идентифицированных соединений, около 20-30% приходится на аланин и γ-аминобутировую кислоту (первый преобладает в пельтигеровых лишайниках, вторая – в леканоровых), 5-10% – на аспарагиновую кислоту, аспарагин и 2 фосфосерин. Доля оставшиеся 11 соединений составляет около 10%. Во мхах отмечена та же тенденция, однако содержание индивидуальных соединений различается: в *Pleurozium schreberi* преобладают аспарагин (35%) и γ-аминобутировая кислота (25%), затем аспарагиновая, 2 фосфосерин и аланин (в сумме 20%), в *Racomitrium lanuginosum* распределение аминокислот близко к лишайникам.

Таким образом, к доминирующим свободным аминокислотам в объектах исследования относятся глутаминовая, аспарагиновая кислоты и аланин. Эти аминокислоты наиболее устойчивы в почвах [4], что находит отражение и в аминокислотном составе гидролизуемой части гуминовых веществ тундровых почв – суммарное содержание аспарагиновой, глутаминовой кислот, аланина и глицина достигает 50% [5]. Можно предполагать, что лишайники являются источником аминокислот для гумификации по

конденсационному пути и аминосоединения лишайников могут сохраняться в составе устойчивого органического вещества почв.

Характерной особенностью всех лишайников является предпочтительное накопление полиолов по сравнению с сахарами, что отличает их от мхов (табл. 1). У лишайников сахароспирты составляют 80-90% растворимых углеводов, у мхов этот же показатель приходится на сахара. Известно, что большая часть углерода, ассимилированного фотобионтом лишайников в виде растворимых углеводов, немедленно конвертируется микобионтом в полиолы, преимущественно маннитол и арабитол [6], что показывают и данные на рис. 2. Углерод, фиксированный цианобактерией, поступает микобионту в виде глюкозы, а углерод, фиксированный зеленой водорослью – в виде полиола рибитола [6]. Поэтому содержание сахаров в пельтигеровых лишайниках (цианобионтных) больше, чем в леканоровых. Во мхах содержание углеводов сопоставимо с леканоровыми лишайниками (содержащими зеленую водоросль). Среди сахаров у лишайников преобладают глюкоза, сахароза, рибоза и фруктоза, у мхов – рибоза (рис. 2).

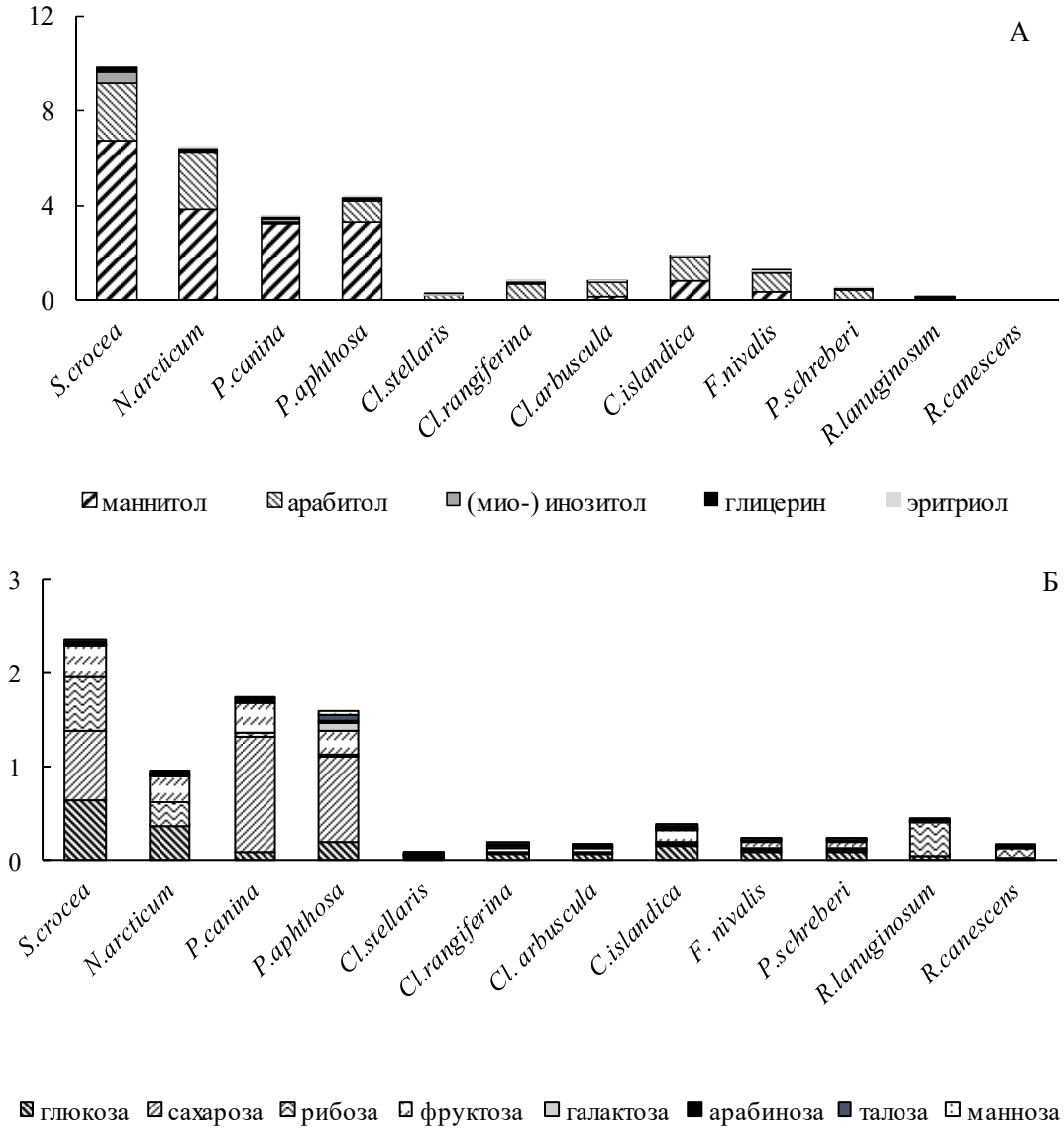


Рис. 2. Свободные полиолы (А) и сахара (Б) в лишайниках и мхах (мг/г)

Высокая извлекаемость изученных органических соединений водой как из измельченных, так и из целых талломов [7] позволяет предполагать, что живые лишай-

ники служат значимым источником растворимых аминосоединений, полиолов и сахаров, которые под воздействием атмосферных осадков могут поступать в почву и подвергаться различным трансформациям, включая образование гуминоподобных веществ. Нами показаны существенные различия состава нефенольных растворимых соединений лишайников и мхов. Установлено, что доминирующими аминокислотами в цианолишайниках являются глутаминовая кислота, глутамин, аланин и аспарагин, в леканоровых видах – глутаминовая кислота, глутамин, γ-аминобутировая кислота. Среди полиолов преобладают маннитол и арабитол, среди сахаров – глюкоза, сахароза, рибоза, фруктоза. Эти соединения будут использованы нами для моделирования реакции Майара как возможного пути гумификации под лишайниками на ранних стадиях почвообразования. Насколько нам известно, реакция Майара при взаимодействии аминокислот с полиолами еще не проводилась.

Выражаем благодарность ведущему инженеру-химику Института биологии Коми НЦ УрО РАН Людмиле Руслановне Зубковой и инженеру-химику Лаборатории экологической физиологии растений того же института Ольге Александровне Кузивановой за выполнение аминокислотного анализа растительных объектов.

Работа выполнена при финансовой поддержке проекта № 15-2-4-28 "Биогеохимические процессы как основа устойчивого функционирования почв Арктики в условиях меняющейся природной среды (на примере равнинных и горных экосистем)" Комплексной программы УрО РАН 2015-2017 гг.

Литература

1. Zavarzina A.G., Zavarzin G.A. // Paleontological journal. 2013. Vol. 47. N 9. P. 984-988.

2. Huang P.M., Hardie A.G. Biophysico-Chemical Processes Involving Natural Nonliving Organic Matter in Environmental Systems / Ed. by Senesi N., Xing B., Huang P.M. John Wiley & Sons, 2009. P. 41-108.

3. Zavarzina A.G. Soil Enzymology // Ed. by Shukla G., Varma A. Soil Biology. Vol. 22. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2011. P. 207-228.

4. Попов А.И. Гуминовые вещества: свойства, строение, образование. СПб.: Изд-во С.-Петерб. ун-та, 2004. 248 с.

5. Василевич Р.С., Безносиков В.А. Аминокислотный состав гумусовых веществ тундровыъ почв // Почвоведение. 2015. С. 685-692.

6. Richardson D.H.S. Surface Physiology of Lichens // Ed. by Vicente C., Brown D.H., Legaz M.E. Madrid: Complutense University Press, 1985. P. 25.

7. Загоскина Н.В., Николаева Т.Н., Лапшин П.В., Заварзин А.А., Заварзина А.Г. // Микробиология. 2013. Вып. 82. № 4. С. 434-441.

УДК 502.56.568

ТИПИЗАЦИЯ ЛАНДШАФТОВ ЗОН ВЛИЯНИЯ ТЕРРИКОНОВ УГОЛЬНЫХ ШАХТ ПО ОКИСЛИТЕЛЬНО-ВОССТАНОВИТЕЛЬНОМУ СОСТОЯНИЮ ПОЧВ

Шарапова А.В., Кречетов П.П.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: avsharapova@mail.ru, krechetov@mail.ru

Неотъемлемой частью процесса шахтной добычи угля является формирование на дневной поверхности положительных антропогенных форм рельефа в виде отвалов и терриконов вскрышных и вмещающих пород. В составе изъятых породных масс содержится большое количество восстановленных химически активных органических и минеральных веществ. С течением времени, под действием различных экзогенных процессов, складированные горные массы подвергаются процессам денудации. Механический смыв вещества ведет к образованию вдоль границы отвалов техногенных наносов. Существенное влияние на ландшафтно-геохимическую обстановку оказывают физико-химические и биогеохимические процессы, связанные, прежде всего с активным окислением восстановленных веществ, содержащихся в породе отвалов и с последующим поступлением вновь образованных соединений в прилегающие природные и природно-техногенные ландшафты. Все это приводит к изменению природных ландшафтно-геохимических условий и формированию новых техногенных геохимических структур. Такие техногенные образования достаточно широко распространены в лесостепной зоне Тульской области и приурочены к территории Подмосковного буроугольного бассейна (ПБУБ).

Цель исследований – выявление дифференциации почвенного покрова Среднерусской лесостепи в зоне влияния терриконов угольных шахт по окислительно-восстановительному состоянию почв. Для достижения поставленной цели проведена характеристика почвенного покрова ландшафтов зон влияния терриконов угольных шахт по комплексной системе показателей, отражающих химическую и биохимическую природу процессов окисления техногенных восстановленных веществ.

Район исследования расположен в северной части Среднерусской возвышенности на водоразделах рек Упа, Дон и Осетр в Новомосковском районе Тульской области.

В качестве объектов исследования рассматривались природные и природно-техногенные почвы, а также техногенные субстраты.

Почвенный покров водораздельных участков представлен черноземами выщелоченными под агроценозами и залежными лугами. На участках пологих склонов и в днищах балок развиваются природные лугово-черноземные и дерново-глеевые почвы. Техногенные субстраты приурочены к терриконам угольных шахт.

Особенности природного геоморфологического строения территории и преобладание одного из процессов механогенеза определяет перемещение техногенных веществ на прилегающие территории. У подножий терриконов образуется техногенный делювий в результате гравитационного перемещения материала отвала и его аккумуляции на пологих склонах. В плоских днищах эрозионных форм рельефа происходит формирование техногенного пролювия. Природно-техногенные почвы формируются в зоне влияния потока рассеяния техногенных веществ. Морфологический профиль природно-техногенных почв имеет двучленное строение и состоит из дерновой слаборазвитой почвы, сформированной на техногенном делювии или пролювии и погребенной почвы. Профиль погребенных почв отличается от природных аналогов отсутствием карбонатных новообразований, появлением новообразований гипса, включениями углистых частиц.

Структура используемой системы показателей определяется составом поступающих в почвы техногенных восстановленных веществ, степенью их потенциальной доступности для окисления и наиболее вероятным механизмом реализации окислительно-восстановительной реакции в природных условиях. Данная система включает экспериментальные и расчетные показатели.

Для оценки окислительно-восстановительного состояния предложены следующие химические показатели:

1. Показатель химического потребления кислорода (ХПК), характеризующий количество кислорода, необходимого для окисления всех восстановленных веществ почвы. Определяется при взаимодействии почвы с сильным окислителем, характеризует предельно возможную химическую окисляемость.

2. В качестве интегральной характеристики ОВ состояния почв предложен показатель общей антиоксидантной емкости (ОАЕ), который отражает долю восстановленных веществ, способных к окислению под действием сильного, не встречающегося в природе окислителя ($K_2Cr_2O_7$).

3. Показатели, отражающие поступление при угледобыче в природно-техногенные и техногенные ландшафты элементов-маркеров техногенных веществ – $C_{общ}$, $S_{общ}$, $Fe_{общ}$ и содержание их восстановленных форм – $C_{восст}$, $S_{восст}$, $Fe_{восст,}$ на основании определения которых рассчитывается сумма потенциально окисляемых восстановителей (∑ПОВ).

4. Показатели, характеризующие направление протекания ОВ реакций и степень трансформационных (окислительных или восстановительных) преобразований: доля восстановленных форм железа форм серы от их суммарного содержания.

Для оценки способности почв к биохимическому окислению восстановленных веществ используются два параметра:

1. Показатель биохимической антиокисдантной (БАЕ) емкости является интегральной характеристикой, и отражает долю восстановленных веществ, способных к окислению кислородом воздуха в процессе жизнедеятельности почвенных микроорганизмов. Он рассчитывается как отношение величины биологического потребления кислорода (БПК) к общему содержанию потенциально окисляемых восстановителей (ΣПОВ), выраженному в кислородных единицах. Методика определения параметра БПК в почве основана на определении величины растворенного кислорода, затраченного микроорганизмами на окисление техногенных восстановленных веществ.

2. Показатель биохимического окисления легкогидролизуемых органических веществ (ЛГОВ), измеряемый in situ в процессе полевого эксперимента. Он позволяет провести оценку интенсивности и особенностей сезонной динамики окислительных процессов в естественных условиях.

Комплексный анализ полученных данных с применением статистической обработки позволил провести ранжирование полученного массива численных значений показателей оценки окислительно-восстановительного состояния почв в зонах влияния терриконов угольных шахт.

Радиальная и латеральная структура почв по окислительно-восстановительному состоянию характеризуется их пространственным положением по отношению к техногенным потокам рассеяния. Основными параметрами для ее характеристики являются: общая и биохимическая антиокисдантные емкости, суммарное содержание потенциально окисляемых восстановителей, содержание восстановленных форм элементов-маркеров (табл. 1).

Для почв, сформированных в зоне влияния терриконов угольных шахт, выделено 6 типов окислительно-восстановительного состояния. При характеристике каждого используются критерии, отражающие соотношения значений показателей общей и

биохимической антиоксидантных емкостей, а также повышенного содержания элементов-маркеров, свойственных районам угледобычи.

Дополнительно при характеристике радиальной структуры почв по типам окислительно-восстановительного состояния используются параметры однородности и контрастности профиля. Однородность строения характеризует последовательную смену в профиле почв различных типов окислительно-восстановительного состояния, свойственных техногенным субстратам и перемещенным наносам (техногенный делювий/пролювий), а также системам гумусово-аккумулятивных и минеральных погребенных горизонтов и их природным аналогам. Контрастность отражает степень различий по градациям общей (от высокой до низкой) и биохимической (от высокой до незначительной) антиоксидантных емкостей.

Таблица 1

Градации показателей оценки окислительно-восстановительного состояния почв зоны влияния терриконов угольных шахт

Показатели ОВ состояния	Единицы измерения	Интервалы значений		
		Высокое	Среднее	Низкое
Общая антиоксидантная емкость (ОАЕ)	%	> 70	50-70	< 50
Биохимическая антиокисдантная емкость (БАЕ)	%	> 0,05	0,015-0,05	< 0,0015
Сумма потенциально окисляемых восстановителей(ΣПОВ)	мольО/кг почвы	> 10	5-10	< 5
S восст.	мольО/кг почвы	> 0,3	0,03-0,3	< 0,03
Fe восст.	ммольО/кг почвы	> 6	0,6-6	< 0,6

Техногенные субстраты терриконов угольных шахт отличаются однородным слабоконтрастным строением профиля, по окислительно-восстановительному состоянию характеризуются высокой антиоксидантной емкостью при отсутствии (очень низкой) биохимической антиоксидантной емкости. Здесь наблюдается высокое содержание потенциально окисляемых восстановителей, доминирует восстановленный углерод $C_{восст}$ и повышена доля восстановленной серы $S_{восст}$.

По окислительно-восстановительному состоянию природные почвы, как и техногенные субстраты, характеризуются однородным слабоконтрастным строением профиля. Природные черноземы выщелоченные отличаются средним суммарным содержанием потенциально окисляемых восстановителей, низкой общей антиоксидантной емкостью при уменьшающейся с глубиной (от высокой до низкой) биохимической антиоксидантной емкости.

Природные лугово-черноземные почвы характеризуются от высоких до средних значений суммарного содержания потенциально окисляемых восстановителей, имеют среднюю общую и высокую биохимическую антиоксидантные емкости. Для них характерно уменьшение с глубиной суммарного содержания потенциально окисляемых восстановителей при высокой доле восстановленного железа $Fe_{восст}$ во всех генетических горизонтах почв.

В отличие от природных почв и техногенных субстратов, природно-техногенные почвы по окислительно-восстановительному состоянию отличаются неоднородным профильным строением, что обусловлено их формированием в условиях поступления техногенных восстановленных веществ.

Техногенный делювий и погребенный гумусово-аккумулятивный горизонт характеризуются единым типом ОВ состояния, для которого свойственно высокое содержание потенциально окисляемых восстановителей при повышенной доле восстановленной серы $S_{восст}$. В свою очередь, для минеральных погребенных горизонтов чер-

нозема выщелоченного свойственен отдельный тип ОВ состояния, отличающийся низким суммарным содержанием потенциально окисляемых восстановителей и высоким содержанием $Fe_{восст}$. Профиль этих почв отличается контрастностью, выраженной в увеличении значений показателя биохимической антиоксидантной емкости на границе наноса и погребенной почвы (от низкой до средней), при сохраняющемся высоком суммарном содержании потенциально окисляемых восстановителей. Таким образом, проведенная типизация отражает сближение окислительно-восстановительного состояния наносной толщи и погребенного под ней гумусово-аккумулятивного горизонта.

В отличие от почв зоны распространения техногенного делювия, техногенный пролювий характеризуется отдельным типом ОВ состояния, которому присущи высокое суммарное содержание потенциально окисляемых восстановителей и высокое содержание серы. Профиль же погребенной почвы по типу ОВ состояния соответствует природному аналогу. Для этих почв не характерно проявление контрастности по признаку сочетания (средней) общей антиоксидантной емкости и (высокой) биохимической антиоксидантной.

Таким образом, природные и техногенные почвы по окислительно-восстановительному состоянию характеризуются однородной и слабоконтрастной радиальной структурой. По сравнению с природными в техногенных ландшафтах выше общая антиоксидантная емкость и практически отсутствует биохимическая окислительная способность.

Неоднородное строение профиля по окислительно-восстановительному состоянию природно-техногенных почв обусловлено наличием техногенных делювиальных/пролювиальных отложений, обогащенных восстановленной серой $S_{восст}$. Отличительной особенностью почв, погребенных под техногенным делювием, является сближение характеристик окислительно-восстановительного состояния наноса и гумусово-аккумулятивного горизонта.

Окислительно-восстановительное состояние лугово-черноземных почв меняется слабо при погребении под слоем техногенного пролювия терриконов угольных шахт.

Обработка и анализ результатов исследований выполнены в рамках проекта РФФИ № 16-35-00501 "Посттехногенное саморазвитие ландшафтов Среднерусской лесостепи в зоне влияния терриконов угольных шахт".

УДК 55:502.4:550.47:550.578.4(574)

ЭКОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СНЕЖНОГО ПОКРОВА В ОКРЕСТНОСТЯХ ПАВЛОДАРСКОГО НЕФТЕХИМИЧЕСКОГО ЗАВОДА (РЕСПУБЛИКА КАЗАХСТАН)

Шахова Т.С., Таловская А.В. Язиков Е.Г.

Томский политехнический университет, Томск, e-mail: tatyanags29@yandex.ru

Введение. Одной из серьезнейших экологических проблем является загрязнение воздуха, с которой мир сталкивается в последнее время все чаще – в эпоху быстрой индустриализации и урбанизации. В частности, твердые частицы представляет угрозу для окружающей среды и здоровья человека, нарушая геохимический баланс природы в целом [1]. Поступление вещества из атмосферы играет важную роль в геохимическом балансе природных ландшафтов. Загрязняющие вещества интенсивно накапливаются в снежном покрове, который действует как аэродинамический механический барьер для взвешенных в воздухе частиц. Поэтому снежный покров многими исследователями используется в качестве эффективного индикатора загрязнения атмосферы городских и промышленных ландшафтов [2, 4, 6].

Наибольшему воздействию подвержен воздух как крупных по численности населения городов, так и больших промышленных центров, к числу последних можно отнести и г. Павлодар, расположенный в северо-восточной части Республики Казахстан. Город несет важную стратегическую значимость для Республики, так как на его территории сосредоточен мощный многоотраслевой промышленный комплекс с нефтеперерабатывающей, химической, машиностроительной промышленностью, а также производством глинозема и алюминия, предприятиями по выработке тепла (ТЭЦ-1,2,3). Ими ежегодно в атмосферу выбрасывается 109,8 тыс. т поллютантов [2].

Среди крупнейших предприятий города – Павлодарский нефтехимический завод в северной промышленной зоне города, который считается одним из наиболее мощных заводов в Казахстане по производству нефтепродуктов, направленному на переработку западносибирской нефти. Исследование загрязнения территории северного промышленного района г.Павлодар ведется в недостаточном объеме. Контроль качества воздуха на сети станций мониторинга, расположенной в самом городе, осуществляется с помощью двух стационарных и двух автоматических постов. Крупными предприятиями (Павлодарский нефтехимический завод, ТЭЦ-3) в северном промышленном узле ведутся измерения концентраций взвешенных веществ, диоксида серы, растворимых сульфатов, оксида углерода, диоксида азота, сероводорода, фенола, хлора, золы угля, сернистого ангидрида и уровня загрязнения взвешенными частицами в целом, не учитывая вклад каждого отдельного химического элемента. Поэтому назрела необходимость проведения исследований загрязнения атмосферы по данным снегового опробования.

Целью нашей работы являлось проведение экогеохимической оценки снежного покрова в окрестностях Павлодарского нефтехимического завода.

Методы исследований. Для выполнения поставленной цели в окрестности Павлодарского нефтехимического завода было совершено снеговое опробование в январе 2014 г. в период максимального накопления снега. Отбор проб выполнялся методом шурфа на всю толщину снежного покрова в соответствии с действующим руководящим документом [4], а также учитывая наш многолетний опыт эколого-геохимических исследований территории Западной Сибири [4]. Отбор проб выполнялся в северо-восточном и северном направлениях от границ предприятия на расстояниях 0,3, 0,6, 0,8 и 1,5 км, было отобрано 5 проб. Вес каждой пробы составлял 15-17 кг. Таяние снеговых проб проходило при комнатной температуре. Затем снеготалая вода отстаивалась в течение суток. После этого следовал процесс фильтрации, далее фильтр с твердым осад-

ком снега высушивался при комнатной температуре. Затем пробы просеивали (диаметр ячейки сита 1 мм) и взвешивали. Анализировался твердый осадок, состоящий из атмосферной пыли, осажденной на поверхность снежного покрова. Определение содержания химических элементов в пробах твердого осадка снега определяли в аттестованной ядерно-геохимической лаборатории Международного инновационного научно-образовательного центра «Урановая геология» при кафедре геоэкологии и геохимии ТПУ инструментальным нейтронно-активационным анализом.

Для характеристики загрязнения снежного покрова в соответствии с полученными данными рассчитали следующие показатели. Величину пылевой нагрузки определяли по формуле: $P_п = P/(S \cdot t)$, где P – масса твердого осадка в пробе (мг), S – площадь шурфа ($м^2$), t – количество дней снегостава до даты отбора проб [3]. Для учета вклада химических элементов в пылевую составляющую снега были рассчитаны следующие параметры. Из-за отсутствия возможности применить геохимический фон как эталон, мы использовали коэффициент аэрозольной концентрации $К_а = А/К$, где А – содержание элемента в твердом осадке снега, К – кларк в гранитном слое земной коры. Степень обогащения атмосферных аэрозолей, осевших на снежный покров, вычисляли по коэффициентам обогащения (фактор обогащения) согласно формуле: $Ко = (C/C_{Fe}) / (C/C_{Fe})_{земн.\ коры}$, где С и C_{Fe} – содержание элемента в пробе твердого осадка снега и в земной коре соответственно (Аэрозоли …, 2006). Значения кларков использовали согласно проведенному сопоставлению эталонов, применяемых для оценки загрязнения компонентов ландшафтов в работе [5]. Используя данные показатели, также опирались на опыт предыдущих исследований [3, 4, 6].

Результаты. Полученные показатели пылевой нагрузки из окрестности Павлодарского нефтехимического завода имеют низкую степень загрязнения (менее 250 $мг/м^2 \cdot сут$) [3]. Так, в ближней зоне, на расстоянии 0,3 км от границы предприятия, величина пылевой нагрузки изменяется от 8 до 15 $мг/м^2 \cdot сут$. при фоне 9 $мг/м^2 \cdot сут$. [2]. На расстоянии 0,6 км от границ завода установлен максимум величины пылевой нагрузки, который составил 18 $мг/м^2 \cdot сут$.

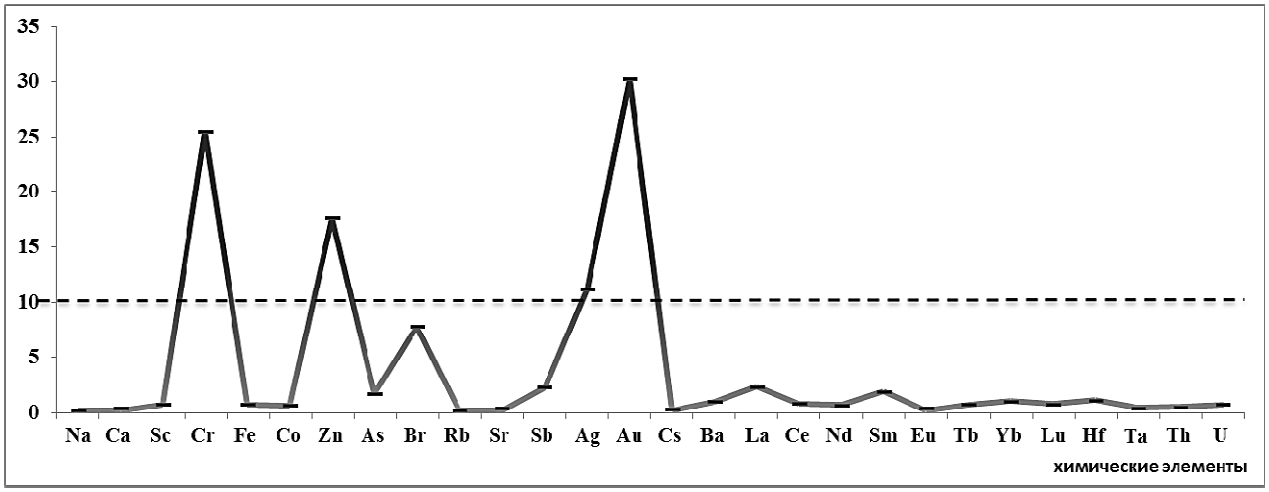


Рис. 1. Коэффициенты аэрозольной концентрации химических элементов в твердом осадке снега из окрестностей Павлодарского нефтехимического завода относительно кларков химических элементов верхней части континентальной земной коры. Пунктиром на графике показана шкала $К_а$ для оценки степени обогащения элементами с $К_а >$ 10 (по классификации Добровольского, 1983)

Сопоставление концентраций химических элементов в твердом осадке снега из окрестностей Павлодарского нефтехимического завода с кларками (рис. 1) позволило выделить средне концентрирующиеся элементы (Cr, Zn, Ag, Au), значения коэффици-

ентов аэрозольной концентрации $К_а$ варьируют от 11,2 до 30,2 ед., умеренно концентрирующиеся элементы (As, Br, Sb, Ba, La, Sm, Yb, Hf), диапазон $К_а$ изменяется от 1 до 7,8, и менее активно концентрирующиеся (Sc, Fe, Co, Rb, Sr, Ce, Ce, Nd, Eu,Tb, Lu, Ta, Th, U), величина $К_а$ которых < 1 (по классификации В.В.Добровольского, 1983 [7]). Из рассматриваемых элементов в большей степени концентрируются Cr, Zn и Au. Согласно [5], для оценки загрязнения компонентов ландшафтов в качестве кларка Br целесообразно использовать величину, приводимую К.Х. Ведеполем (Wedepohl, 1995); Au – Р.Л. Рудником, С. Гао (Rudnick, S. Gao, 2003); Hg, Cr, As, Sb и остальные – Н.А. Григорьева (Григорьев, 2009).

Районы с разнопрофильной промышленностью зачастую испытывают наиболее мощное антропогенное влияние и отличаются высоким содержанием химических элементов в депонирующих средах. Многие химические элементы могут концентрироваться в аэрозоле. Для выявления источника (фактора) их появления и степени обогащения были рассчитаны коэффициенты обогащения химических элементов в пробах твердого осадка снега относительно элементов в верхней части континентальной земной коры (рис. 2).

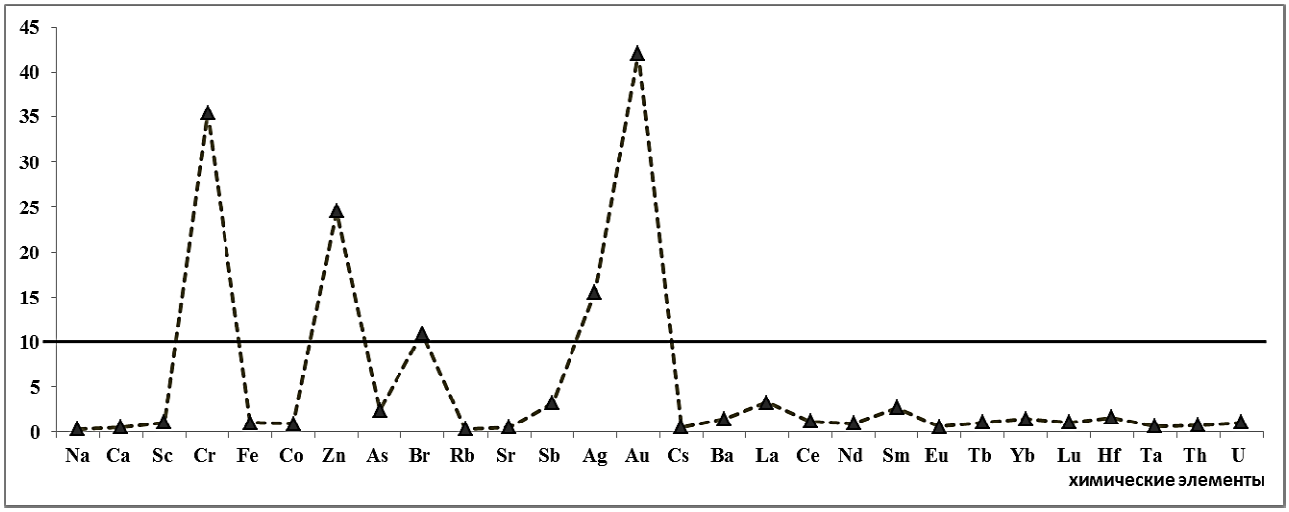


Рис. 2. Коэффициенты обогащения проб твердого осадка снега химическими элементами в окрестностях Павлодарского нефтехимического завода относительно элементов в верхней части континентальной земной коры (репер Fe, содержание элементов в верхней части континентальной коры по данным Григорьева, 2009). $К_о$ > 10 свидетельствует о преобладании антропогенного поступления (по классификации Добровольского, 1983)

В изучаемых пробах твердого осадка снега элементы Cr, Zn, Br, Ag, Au имеют показатель $К_о$ > 10, указывающий на обогащение ими проб твердого осадка снега, содержащего атмосферный аэрозоль. Данные результаты могут свидетельствовать об антропогенном поступлении этих элементов из атмосферы. Стоит отметить, что менее обогащены пробы твердого осадка снега La, Sb, Sm, что также может говорить о возможных источниках их поступления в атмосферу; остальными химическими элементами пробы обогащены слабо.

Поступление La и Sm, по всей вероятности, связано с возможным использованием цеолитовых катализаторов на нефтеперерабатывающем заводе, в состав которых входят редкоземельные элементы. Зарубежными исследователями [8] были выявлены повышенные концентрации La, Sm и других редкоземельных элементов в взвешенных частицах в окрестностях нефтеперерабатывающего завода и нефтехимических производств в Хьюстоне (США). Поступление Cr может быть обусловлено атмосферным переносом выбросов крупного ферросплавного завода, расположенного в 30 км от г. Пав-

лодара аэродинамическими потоками вдоль реки Иртыш. В то же время следует отметить, что в нефтехимической отрасли часто используют алюмохромовые катализаторы [9], содержащие шестивалентный хром, что также может быть источником его поступления. Концентрирование Br, вероятно, связано со сжиганием попутного газа на факельных установках.

Необходимо подчеркнуть, что рядом расположена ТЭЦ-3, которая использует экибастузские угли как основной вид топлива, и поэтому не исключается ее вклад в образование поллютантов и загрязнение атмосферного воздуха. К тому же по результатам исследования, проведенного сотрудниками кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета (Арбузов С.И.), выявлено повышенное содержание в экибастузских углях Sc, Sr, Ba, Yb, Tb, Hf, Au относительно их кларков для углей (статья планируется к печати). Исследования аспиранта этой же кафедры Адильбаевой Т.Е. состава твердого осадка снега в окрестностях Карагандинской ТЭЦ-3, использующей в технологическом процессе на 70% экибастузкий уголь, показали, что пробы обогащены Sc, Cr, Co, Zn, As, Sr, Sb, Ba, Sm, Hf, Yb относительно кларков земной коры.

Таким образом, согласно полученным данным, выявлено, что Cr, Zn, Br, La, Sm, Ag, Au поступают из антропогенных источников – выбросов предприятий Павлодарского нефтехимического завода и ТЭЦ.

Литература

1. Rai P.K. Impacts of particulate matter pollution on plants: Implications for environmental biomonitoring // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2016. P. 120-136.

2. Ажаев Г.С. Оценка экологического состояния г. Павлодара по данным геохимического изучения жидких и пылевых атмосферных выпадений: автореф. дисс. … к.г.-м.н. Томск, 2007. 25 с.

3. Геохимия окружающей среды / Ю.Е. Сает, Б.А. Ревич, Е.П. Янин, Р.С. Смирнова, И.Л. Башаркевич, Т.Л. Онищенко, Л.Н. Павлова, Н.Я. Трефилова, А.И. Ачкасов, С.Ш. Саркисян. М.: Недра, 1990. 335 с.

4. Язиков Е.Г., Таловская А.В., Жорняк Л.В. Оценка эколого-геохимического состояния территории г. Томска по данным изучения пылеаэрозолей и почв: монография. Томск: Изд-во ТПУ, 2010. 264 с.

5. Касимов Н.С. Власов Д.В. Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2015. С. 7-17.

6. Касимов Н.С., Кошелева Н.Е., Власов Д.В., Терская Е.В. Геохимия снежного покрова в Восточном округе Москвы // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2012. С. 14-24.

7. Добровольский В.В. География микроэлементов: Глобальное рассеяние. М.: Мысль, 1983. 272 с.

8. Kulkarni P., Chellama S., Fraser M.P. Lanthanum and lanthanides in atmospheric fine particles and their apportionment to refinery and petrochemical operations in Houston, TX // Atmos. Environ. 2006. Vol. 40. P. 508-520.

9. Липович В.Г., Полубенцева М.Ф. Алкилирование ароматических углеводородов. М.: Химия, 1985. 272 с.

УДК 504.53 + 631.416.9

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ПОЧВАХ ПРОМЫШЛЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ РОСТОВА-НА-ДОНУ И ТАГАНРОГА

Шишкина Д.Ю.

Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, e-mail: diana@sfedu.ru

Эколого-геохимическая ситуация в крупнейших городах Ростовской области – Ростове-на-Дону и Таганроге – охарактеризована достаточно подробно [1-4]. Дальнейшее направление исследований связано с более детальным изучением распределения тяжелых металлов и других загрязняющих веществ в почвах различных функциональных зон. Наибольший интерес вызывают промышленные урболандшафты как приоритетные источники загрязнения городской среды. В связи с ликвидацией ряда промышленных предприятий, их выноса за пределы городской черты происходит застройка освободившихся площадей зданиями жилищного и общественно-делового назначения.

Исследования базируются на материалах, полученных в ходе инженерно-экологических изысканий на четырех площадках (три в Ростове-на-Дону и одна в Таганроге), где проектируется реконструкция и расширение промышленных объектов, а также строительство торгово-развлекательных центров.

Участок, где проектируется реконструкция подстанции, находится в самом центре Ростова-на-Дону, неподалеку от железнодорожного и автовокзала, по ул. Красноармейской с интенсивным транспортным потоком. Тем не менее, невзирая на мощную техногенную нагрузку, содержания химических элементов далеки от санитарно-гигиенических нормативов (табл. 1). В то же время, концентрации свинца, цинка, меди, кадмия значительно превосходят региональный фон. Приоритетными загрязняющими веществами здесь выступают нефтепродукты, концентрация которых в отдельных пробах превышает 7000 мг/кг. Максимальный суммарный показатель загрязнения почвы (Z_c) – 4,9.

Таблица 1

Пределы колебаний химических элементов в почвах промышленных ландшафтов г. Ростова-на-Дону, мг/кг

Объекты	Химические элементы						
	Pb	Zn	Cd	Hg	As	Ni	Cu
Подстанция	15,2–71,2	112,9–187,1	0,35–0,61	0,014–0,031	0,8–2,1	9,7–22,3	41–78,1
Техногенный пустырь	20–60	200–500	0,1–0,53	0,012–0,04	4,1–6,1	50–60	50–150
ЗАО «Эмпилс»	8–400	50–1000	0,5–2,2	0,006–0,01	1–3,3	30–50	20–50
Бывшая автобаза	30–200	150–800	0,33–2,2	0,02-0,047	5,6–8,8	15–50	40–300

К промышленным объектам был отнесен и техногенный пустырь по пр. Театральный в Ростове-на-Дону. В прошлом на нем располагались промышленные объекты, которые уже давно разрушены; уцелел лишь небольшой склад в северной части. Участок отведен под строительство торгового комплекса «О'КЕЙ». В 70% почвенных проб выявлены высокие концентрации цинка, достигающие 500 мг/кг, в одной пробе содержание меди (150 мг/кг) немного превышает норматив. Содержания остальных изученных элементов сопоставимы с региональным фоном и значительно меньше ПДК (ОДК). Суммарный показатель загрязнения варьирует в пределах 3,1–11,4.

Третье из изученных в Ростове-на-Дону предприятий – лакокрасочный завод ЗАО «Эмпилс». Запроектировано его расширение и строительство комплекса по производ-

ству лаков и смол. Площадка изысканий состоит из двух участков, связанных трассой эстакады. На первом (западном) участке, расположенном в центре территории предприятия, в настоящее время находятся производственные и складские корпуса, часть из которых будет демонтирована. По проекту здесь будут располагаться цех лаков, склады готовой продукции и продуктовая насосная. Второй участок находится на северо-восточной окраине предприятия и в настоящее время не застроен. На нем сформировалась залежь, на которой восстановилась растительность, присущая разнотравно-дерновинно-злаковой степи.

Почвенный покров большей части западного участка загрязнен цинком. Содержание элемента достигает 1000 мг/кг, или 4,5 ОДК, что соответствует среднему уровню загрязнения (табл. 2). В двух точках отмечаются превышающие ОДК концентрации свинца – до 3,1 ОДК (высокий уровень загрязнения). В той же почвенной пробе, где выявлен максимум концентраций Zn и Pb, обнаружено содержание кадмия, превосходящее ОДК в 1,1 раза. Эта проба отобрана в южной части участка. Высокие концентрации элементов характерны лишь для западного участка, где хранится готовая продукция.

Таблица 2

Среднее содержание химических элементов в почвах промышленных ландшафтов г. Ростова-на-Дону, мг/кг

Объекты	Химические элементы								
	Pb	Zn	Cd	Hg	As	Ni	Cu	Mn	V
Подстанция	77,5	388,7	1,0	0,007	2,0	44,7	36,0	646,7	114,7
Техногенный пустырь	35,2	149,2	0,44	0,023	1,4	15,2	54,7	232,5	7,9
ЗАО «Эмпилс»	41,1	322,2	0,25	0,020	5,1	53,3	73,3	711,1	96,1
Бывшая автобаза	97,5	394	0,86	0,029	6,7	37	99	2012,5	76,3
Региональный фон	24,0	84,3	0,22	0,13	4,76	41,0	34,8	725,0	96,0
ПДК (ОДК)	130	220	2,0	2,1	10	80	132	1500	150

Обращает на себя внимание высокое содержание кадмия в по почвенном профиле. Так, в пробе, отобранной с глубины 0,5 м, содержание элемента достигает 4,7 мг/кг (2,35 ОДК). Очевидно, проникновение металла на столь значительную глубину произошло при перемешивании грунтов во время строительных и земляных работ, при планировке поверхности. Содержания остальных элементов в грунтах не достигают санитарно-гигиенических нормативов. Суммарный показатель загрязнения почв в единичных пробах превышает 16, достигая значения 31,1, что соответствует умеренно опасному загрязнению.

В восточной части не зафиксировано превышений ПДК и ОДК тяжелых металлов и мышьяка в почве, за единичным исключением: содержание цинка в 1,4 раза выше норматива в непосредственной близости от склада тары. Максимальная величина Z_c – 5.

Высокие содержания цинка, свинца и кадмия связаны со спецификой лакокрасочного производства, предусматривающего использование широкого круга сырьевых материалов, в том числе пигментов, сиккативов и других компонентов, содержащих тяжелые металлы. Наиболее часто используемыми являются свинцовый сурик, свинцовый и цинковый кроны, цинковые белила, кадмиевая желтая, фосфат цинка, хромат цинка и др. [5].

Участок в западной части г. Таганрога ранее использовался под автотранспортное предприятие. В настоящее время на территории предполагается возвести торговый комплекс. Содержания в почве большинства элементов (за исключением ртути) превышают региональный фон. Содержания цинка в шести из восьми точек опробования превосходят санитарно-гигиенический норматив; концентрации свинца выше ПДК зафиксированы в двух точках; кадмия и меди – в одной. Таким образом, выявлено за-

грязнение большей части почвенного покрова участка цинком, а также локальное загрязнения свинцом, кадмием и медью. Комплексное загрязнение почвы всеми четырьмя элементами отмечено в точке, расположенной вблизи северной границы площадки, рядом со стихийной свалкой бытовых и промышленных отходов. Содержание кадмия достигает 1,06 ПДК, свинца – 1,5 ПДК, меди – 2,3 ПДК, цинка – 3,6 ПДК. Суммарный показатель загрязнение изменяется от 4,2 до 33,2, т.е. наряду с допустимой категорией загрязнения почв выявлены участки умеренно опасной и опасной.

Литература

1. Приваленко В.В., Безуглова О.С. Экологические проблемы антропогенных ландшафтов Ростовской области. Т.1. Экология города Ростова-на-Дону. Ростов н/Д.: Изд-во СКНЦ ВШ, 2003. 290 с.

2. Капралова О.А., Колесников С.И. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на эколого-биологические свойства почв г. Ростова-на-Дону // Научная мысль Кавказа. 2012. № 1. С. 69-72.

3. Налета Е.В., Колесников С.И., Казеев К.Ш. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на фитотоксические свойства почв городов Ростовской области // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета. 2015. № 112. С. 729-739.

4. Закруткин В.Е., Скрипка Г.И., Шишкина Д.Ю. Эколого-геохимическая оценка ландшафтов Ростова-на-Дону в зоне влияния РТЭЦ-3 // Известия ВУЗов. Северо-Кавказский регион. Естеств. науки. 1996. № 3. С. 55-63.

5. Козыренко М.И., Кухарчик Т.И. Загрязнение почв при производстве лакокрасочных материалов // Геоэкология. 2015. № 3. С. 230-218.

УДК 581.526.3:574.63

ФИТО-ОЧИСТНЫЕ СИСТЕМЫ КАК ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫЕ БАРЬЕРЫ АНТРОПОГЕННЫХ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ

Щеголькова Н.М., Рыбка К.Ю.

Институт водных проблем РАН, Москва,
e-mail: nshegolkova@mail.ru, kseniarybka@gmail.com

Дефицит водных ресурсов, прогнозируемый к середине текущего столетия, будет связан в основном не с недостатком пресной воды, а с ее загрязненностью. По данным Росводресурсов ежегодный объем сброса загрязненных сточных вод в РФ составляет более 15 млрд м^3. Проблема очистки сточных вод становится насущнейшей, как в нашей стране, так и в мире. Приоритетными загрязняющими веществами по количеству поступления со стоками остаются органические вещества (в том числе искусственно созданные человеком, так называемые ксенобиотики), соединения азота и фосфора, токсичные металлы. Системы биологической очистки сточных вод основаны на природных процессах, которые протекают в почвенной толще и в природных водоемах: сорбция, микробиологическая трансформация, ассимиляция в биомассу, коагуляция, седиментация, улетучивание, фильтрация. С 70-х годов XX века в мире активно развивается очистка воды с применением фито-очистных систем. Данные технологии известны как Constructed (Treatment) Wetlands или для русскоязычных специалистов – фито-очистные сооружения (ФОС) [1-3]. ФОС представляют собой искусственные системы, сконструированные и построенные для очистки сточных вод, состоящие из элементов, аналогичных естественному природному ландшафту со встроенными техническими элементами. Тремя базовыми компонентами наиболее эффективных ФОС (с подповерхностным потоком воды) являются вода, твердый субстрат (загрузка или фильтрующая среда) и высшие растения-макрофиты. Эти компоненты находятся в тесной взаимосвязи между собой и подбираются индивидуально в процессе проектирования ФОС с целью создания оптимальной среды для развития бактериального сообщества. Последнее играет ключевую роль в разложении органических поллютантов, а также в создании условий осаждения/соосаждения и сорбции соединений фосфора и металлов, что превращает любую ФОС в локальный геохимический барьер или буфер, аккумулирующий поллютанты.

Субстратом в ФОС, как правило, является песок, гравий, камни, твердое органическое вещество (например, компост) или почва. Субстрат выполняет следующие технологические функции:

- механическая очистка фильтруемой воды;
- регулировка скорости движения воды в ФОС и, соответственно, времени удержания (особенно для ФОС с вертикальным потоком);
- матрица для прикрепления и развития растений, микроорганизмов и животных-гидробионтов;
- предоставление благоприятной среды для протекания биохимических процессов очистки сточных вод (нитрификации, денитрификации, аммонификации и др.);
- активное участие в биохимических процессах функционирования ФОС (окислительно-восстановительный режим, накопление и разложение органического вещества, регулирование pH и др.).

Одними из наиболее эффективных являются ФОС с горизонтальным потоком воды через гравийную загрузку глубиной не более 1,5 м с посаженными на ней влаголюбивыми растениями (например, представители родов *Phragmites*, *Scirpus* и *Typha*). Главным отличием таких ФОС от других ландшафтных систем очистки (лагуны, пруды

доочистки, биоплато, поля орошения) является возможность встраивать некоторые технические элементы (аэраторы, насосы) при сохранении общего течения процесса по естественному ландшафтному типу и сохранении высокого времени пребывания воды (более 7-8 суток). Технические узлы системы позволяют осуществлять также рециркуляцию потока.

ФОС теоретически могут представлять собой потенциальное место для образования почвы гидроморфного типа. Однако, следует учитывать, что процессы в ФОС не совпадают с почвообразованием по темпам и масштабам. Отличием является и то, что в большинстве ФОС поток воды проходит в боковом направлении, тогда как в почвах, в основном, – в вертикальном. В ФОС формируется дерновый оторфованный горизонт. Самым близким аналогом из природных почв могут служить аллювиальные почвы. В ФОС формируется специфический биоценоз, эффективно удаляющий загрязняющие вещества, в том числе ксенобиотики. Эффективность очистки воды в ФОС по сравнению с полями фильтрации (которые функционировали в Москве в начале-середине 20 века) в несколько раз выше. Так, например, ФОС с горизонтальным потоком и принудительной аэрацией могут удалять ХПК от 150-218 на входе до 10-24 мгО/л на выходе, $N_{общ.}$ от 35-60 на входе до 7-11 мг/л на выходе, $P_{общ.}$ от 3,2-8,9 на входе до 0,02-0,6 мг/л на выходе. Кроме того, в ФОС происходит обеззараживание сточных вод: общее содержание колиформных бактерий снижается от $7{,}7 \cdot 10^4$ – $3 \cdot 10^7$ на входе до $3{,}0 \cdot 10^1$ – $2{,}9 \cdot 10^2$ КОЕ/100 мл на выходе [3].

Роль ФОС для устойчивого функционирования гидросферы не ограничивается только очисткой сточных вод. Сформированный в ФОС специфический бактериоценоз вместе с очищенными водами попадает в природные водоемы, где продолжает функционировать, интенсифицируя процессы самоочищения природных вод. Роль бактериоценоза очистных сооружений в процессах самоочищения рек-водоприемников ранее доказана нами на примере реки Москвы [4]. Площадь этих искусственных ландшафтных систем очистки в удельном выражении к количеству жителей не соизмерима с площадью других искусственных почв, например с сельскохозяйственными территориями. Если на 1 жителя планеты необходимы десятки и сотни квадратных метров для получения пищи, то для очистки стоков в ФОС необходимо от 0,2 до 10 $м^2$ на 1 жителя [1].

Основными критериями выбора субстрата для ФОС являются емкость катионного обмена (ЕКО), pH, структура (удельная площадь поверхности частиц) и содержание органического вещества.

Кислотность субстрата влияет на доступность и удержание тяжелых металлов, комплексных соединений и биогенных элементов. Наиболее оптимальным интервалом pH для ФОС является 6,5-8,5 [1]. Удельная поверхность частиц и поверхностный заряд частиц определяют химическую активность субстрата. Большая часть почвенных коллоидов имеет отрицательный заряд, что приводит к наличию в поглощающем комплексе множества точек обмена для таких катионов как Ca^{2+}, Mg^{2+}, Fe^{2+}, $A1^{3+}$ и Mn^{2+}. Как правило, при проектировании ФОС рекомендуется использовать субстраты с ЕКО не менее 15 мг-экв./100 г [1]. В некоторой степени представляют интерес субстраты с высоким содержанием обменного алюминия – они обеспечивают эффективную очистку от фосфора [5].

Важнейшим химическим свойством субстратов ФОС с точки зрения очистки стоков от азота и фосфора является окислительно-восстановительный потенциал, формирующийся в водной толще. Для процессов удаления солей азота необходимы восстановительные условия среды. Эти условия формируются за счет биохимического окисления органического вещества (как аллохтонного – поступающего со сточными водами, так и автохтонного – образующегося в ФОС за счет прироста макрофитов). Второй процесс принципиально отличает ФОС от очистных сооружений с активным илом, так как

формирующаяся в ФОС трофическая цепь является пастбищной (основанием являются фотоавтотрофы), тогда как очистные системы с активным илом формируют детритную трофическую цепь (основанием является мертвое органическое вещество сточных вод). При недостатке углерода для удаления азота в системах с активным илом его приходится добавлять искусственно (что требует затрат энергии и реагентов), тогда как ФОС имеют саморегулирующую функцию по приросту ОВ, которое может быть затрачено на процесс денитрификации (удаление азота).

При выборе субстратов необходимо находить оптимальное соотношение гидравлической проводимости и времени пребывания сточной воды в сооружении. Так, гидравлическая проводимость песчаных или гравийных субстратов велика, в то время как глинистые и суглинистые почвы обеспечивают намного большее время контакта загрязненной воды с субстратом. Что касается содержания органического вещества, то его концентрация должна быть достаточной для питания высших растений и бактериального сообщества, особенно на начальных стадиях формирования ФОС и в периоды активной вегетации. Часто при строительстве ФОС используются местные почвы, в которые вносятся органические удобрения или осадки сточных вод (в качестве источника органического вещества). Однако, как уже было отмечено выше, прирост органического вещества происходит в системе и самостоятельно, как результат функционирования ФОС. Помимо благоприятного воздействия на растительность, органическое вещество способствует сульфатредукции и ионной сорбции.

Наконец, структура субстрата ФОС оказывает влияние на развитие корневых систем растений ФОС и удержание загрязняющих веществ. Субстраты с высокой удельной поверхностью повышают эффективность удаления фосфора и могут использоваться в ФОС, куда поступают сельскохозяйственные и бытовые стоки, богатые биогенными элементами.

В ФОС, куда поступают ливневые стоки, можно формировать разные функциональные зоны из макрофитов [6].

Физические и химические свойства субстратов в ФОС обусловлены в первую очередь их гидроморфностью. Особый интерес с этой точки зрения представляют ФОС с периодической (пульсирующей) нагрузкой. При затоплении газовая фаза в поровом пространстве таких ФОС замещается водой, а воздух, оказавшийся запертым, поглощается аэробными микроорганизмами в процессе метаболизма. Так как кислород поглощается быстрее, чем происходит пополнение его запасов путем диффузии из атмосферы, в таких местах образуются аноксигенные зоны. Подобный водно-воздушный режим субстратов ФОС обеспечивает необходимые условия для утилизации азотсодержащих поллютантов и металлов.

Удаление ксенобиотиков из природных и сточных вод в настоящее время является серьезной проблемой. Традиционные методы очистки не способны обеспечить необходимую эффективность, в связи с чем используются сложные биомембранные и биосорбционные технологии, обладающие довольно высокой стоимостью и не решающие проблему дальнейшей утилизации отработанных элементов и полученных в процессе очистки отходов. Было показано ранее, что в состав ФОС входят микробные и растительные сообщества, разлагающие широкий спектр ксенобиотических веществ – пестициды, фунгициды, ПАВ, ПАУ, лекарственные и косметические средства, продукты метаболизма в бытовых стоках, отходы нефтехимической промышленности и другие вещества. Очистка сточных вод от ксенобиотиков происходит в различных типах ФОС, при разной температуре, разных технологических решениях и разных типах растительного сообщества. При этом эффективность процесса разложения во многих случаях достигает 90% и более. Согласно проведенному анализу территории РФ, в нашей стране с успехом могут применяться ФОС всех известных ныне технологических типов с учетом климатических особенностей региона [6].

Таким образом, создание фито-очистных систем является эффективным решением проблемы очистки стоков с разным составом. При конструировании ФОС необходимо учитывать основной источник загрязнения стоков, предполагаемый тип ФОС, а также условия окружающей среды, в которых ФОС будет функционировать.

Литература

1. Kadlec R.H., Wallace S. Treatment wetlands. Taylor & Francis Group, 2009. 1048 p.

2. Щеголькова Н.М., Диас В., Криксунов Е.А., Рыбка К.Ю. Природный механизм с техническими элементами: применение фито-систем для очистки сточных вод в разных климатических зонах. // Вода Magazine. 2015. № 1 (78). С. 12-18.

3. Щеголькова Н.М., Диас В., Криксунов Е.А., Рыбка К.Ю. Фито-системы для очистки сточных вод: современное решение экологических проблем // Наилучшие доступные технологии водоснабжения и водоотведения. 2015. № 2. С. 46-55

4. Щеголькова Н.М., Шашкина П.С.Интенсификация восстановления качества речной воды и роль биологически очищенных вод в самоочищении // Водное хозяйство России. 2010. № 2. С. 88-100.

5. Brix H., Arias C.A., M. del Bubba. Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands // Water science and technology. 2001. Vol. 44. P. 47-54.

6. Рыбка К.Ю., Щеголькова Н.М., Орешников Д.А., Орешникова Н.В., Скрипчинский А.К. Пространственная динамика качества воды в открытом фитоочистном сооружении // Экологические проблемы промышленных городов. Сб. тр. по мат-лам 7-й Всеросс. научно-практ. конф. с междунар. уч. Ч. 1 / Под ред. проф. Е.И. Тихомировой.- Саратов: Издательство СГТУ, 2015. С. 81-83.

7. Рыбка К.Ю., Щеголькова Н.М., Алмашин Д.С., Скрипчинский А.К.. Использование фито-очистных систем для очистки от ксенобиотиков в климатических условиях России // Вода: химия и экология. 2015. № 7. С. 29-38.

УДК 631.41:631.453

СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ (Pb, Cd, Cu, Zn) В ПОЧВАХ ГОРОДА АБАКАНА

Юдина Е.В.

Министерство промышленности и природных ресурсов Республики Хакасия, Абакан, e-mail: elena55555u@mail.ru

Изучение особенностей накопления и распределения тяжелых металлов, как индикаторов техногенного загрязнения городской почвы, является приоритетным направлением современных исследований почвенного покрова урбоэкосистем [1, 2]. Загрязнение почв города Абакана тяжелыми металлами в основном связано с их аэрогенным поступлением в результате эксплуатации автотранспорта [3]. Объектами исследования явились четыре почвенных разреза, заложенных в непосредственной близости от автомагистралей на участках с различной интенсивностью транспортной нагрузки. По результатам оценки интенсивности транспортной нагрузки объектам исследования условно присвоены 4 степени нагрузки (I– очень высокая (Профиль № 1), II – высокая (Профиль № 4), III– средняя (Профиль № 2), IV – низкая (Профиль № 3)) По морфологическому строению почвы на исследуемых участках можно отнести к группе урбаноземов, представляющих собой антропогенно-глубоко-преобразованные почвы, в которых урбиковый горизонт (U) имеет мощность более 50 см [4]. Почвенные образцы были отобраны и подготовлены согласно стандартным методикам отбора и подготовки проб (ГОСТ 17.4.3.01-83, ГОСТ 17.4.4.02-84, МУ 2.1.7.730-99). В образцах были определены следующие показатели: содержание органического вещества по методу Тюрина в модификации ЦИНАО (ГОСТ 26213-91), pH водной вытяжки (ГОСТ 26423-85), емкость катионного обмена (ГОСТ 17.4.4.01-84), гранулометрический состав (ГОСТ 12536-2014). Валовые и подвижные формы тяжелых металлов (Pb, Cd, Cu, Zn) определялись методом атомно-абсорбционной спектрометрии на спектрометре «КВАНТ-АФА». На основе данных анализа содержания тяжелых металлов проведена оценка химического загрязнения верхних горизонтов почв города Абакана, с учетом фоновых значений (для подвижных форм почв с/х угодий, по данным ФГБУ Государственная станция агрохимической службы «Хакасская»), установленных предельно допустимых концентраций – ПДК (ГН 2.1.7.2041-06), ориентировочно допустимых концентраций – ОДК (ГН 2.1.7.2511-09) и кларками почв населенных пунктов [2]. На участке с очень высокой степенью транспортной нагрузки (Профиль № 1) выявлено превышение валового содержания Zn по сравнению с ОДК в 2,6 раза, по сравнению с кларковым содержанием в 3,6 раз. Значительно превышено содержание подвижных форм Zn в верхних горизонтах почв на всех исследуемых объектах, относительно фонового содержания в 25,4–680,2 раза и ПДК в Профиле № 1 в 10,9 раза. Содержание валовых форм Cu не превышает установленные нормативы, значение содержания подвижных форм в верхних почвенных горизонтах превысило фон в 1,5–12,3 раза. Существенно превышено, относительно фонового содержания и ПДК, содержание подвижных форм Pb кратность превышения составила 1,5–33,1 для фона и 5,5–5,8 для ПДК. Валовое содержание Cd не превышает нормативов ОДК и кларкового содержания на всех исследуемых участках, превышение можно наблюдать для подвижных форм относительно фонового содержания в профилях № 1 и № 4 в 2,7 раза и 1,9 соответственно. По сравнению с традиционным подходом к изучению аэрального загрязнения городских почв, подразумевающим анализ содержания тяжелых металлов в верхних почвенных горизонтах, подход предусматривающий определение содержания тяжелых металлов в почвенном профиле с учетом факта неравномерного распределения тяжелых металлов и концентрации их на различных геохимических барьерах, представляется более целесообразным [5].

При этом использование в качестве критериев оценки загрязнения ПДК, которые установлены не для всех элементов, ОДК, ориентированные на отдельные группы почв с учетом гранулометрического состава и pH, варьирующих данных по кларкам, фоновых концентраций, которые помимо удаленности от источника загрязнения, характеризуются высокой степенью дифференциации, не обеспечивает должную степень достоверности проводимой оценки. Более обоснованным представляется профильный подход, основанный на оценке степени аккумуляции элементов в почвенном профиле с использованием коэффициента радиальной дифференциации (R) относительно почвообразующей породы: R = Cn / Cc, где Cn – содержание элемента в горизонте n и Cc – содержание элемента в горизонте C, применяемый в том числе с целью обнаружения геохимических барьеров [6] (табл. 1).

Таблица 1

Характер профильного распределения тяжелых металлов на основе коэффициента радиальной дифференциации (R)

№ горизонта, глубина, см	Коэффициент радиальной дифференциации (R)							
	Zn		Cu		Pb		Cd	
Профиль 1								
U 1, 0 – 50	14,5	1873,1	1,1	4,1	3,2	23,0	3,8	5,5
U 2, 50 – 90	4,9	79,5	1,5	0,5	12,0	1,7	5,7	3,9
U 3, 90 –120	0,7	18,1	0,6	0,4	0,5	0,8	3,4	3,7
U 4, 120 – 170	1,1	2,9	1,1	0,7	1,0	0,8	2,0	0,3
Профиль 2								
U 1, 0 – 27	0,7	1,3	0,8	0,8	0,3	0,7	1,4	0,2
U 2, 27 – 72	0,4	0,2	0,4	0,3	0,1	0,1	0,4	0,4
U 3, 72 –120	2,9	4,1	1,3	0,9	0,6	0,7	2,0	0,8
Профиль 3								
U 1, 0 – 25	1,0	1,3	0,9	0,5	0,8	0,8	1,2	2,2
U 2, 25 – 80	1,0	0,02	0,6	0,4	0,2	0,1	0,9	1,4
U 3, 80 – 120	1,4	3,0	0,9	0,6	4,1	8,2	2,1	2,8
U 4, 120 – 140	0,7	0,1	0,8	0,3	0,3	0,5	0,9	1,4
U 5, 140 – 160	0,9	0,8	1,2	0,8	0,5	0,4	0,9	0,2
Профиль 4								
U 1, 0 – 12	3,9	66,9	3,0	3,6	13,3	20,3	4,2	3,4
U 2, 12 – 52	2,7	57,5	1,4	3,7	9,6	17,9	2,6	2,7
U 3, 52 – 87	1,1	2,8	0,9	0,8	1,7	0,6	1,2	0,7
U 4, 87 – 116	1,4	1,8	1,2	0,5	1,2	0,9	1,9	1,5

На участках с очень высокой и высокой степенью транспортной нагрузки (Профиль № 1, Профиль № 4) в верхних почвенных горизонтах можно констатировать существенное превышение валовых и подвижных форм всех элементов, в особенности это касается подвижных форм Zn, для которого кратность превышения относительно горизонта С составила 1873,1 и 66,9, что свидетельствует об интенсивном аэрогенном поступлении поллютантов и аккумуляции их в верхних почвенных горизонтах. Профили № 2, 3 характеризуются неравномерным распределением концентрации, как валового содержания, так и подвижных форм элементов. Так мы можем наблюдать снижение концентрации в горизонтах U 2 и значительный ее рост в горизонте U 3 на глубине 72–120 см, что объяснимо, так как гранулометрический состав на данных участках профиля определенный как песчаный, способствует формированию промывного режима и миграции элементов в нижние горизонты. Процессы аккумуляции и миграции тяжелых металлов в городских почвах, определяются не только источниками поступления загрязняющих веществ и степенью антропогенного воздействия, но и свойствами присущими самой почве, в связи, с чем при оценке уровня загрязнения, анализе ме-

ханизмов, связанных с накоплением и распределением тяжелых металлов, немаловажным является установление причинно-следственных связей между их содержанием и отдельными почвенными характеристиками [7] (табл. 2).

Таблица 2

Коэффициенты корреляции между содержанием тяжелых металлов в почвенном профиле и отдельными почвенными характеристиками

Показатель	Zn		Cu		Pb		Cd	
	Валовое содержание	Подвижные формы	Валовое содержание	Подвижные формы	Валовое содержание	Подвижные формы	Валовое содержание	Подвижные формы
Профиль № 1								
pH водной вытяжки	0,310	0,175	0,843	0,336	0,330	0,223	0,647	0,512
Гумус	0,770	0,748	0,333	0,703	0,233	0,751	0,692	0,954
Емкость катионного обмена	0,661	0,475	0,845	0,500	0,708	0,493	0,955	0,847
Гранулометрический состав, частицы < 0,01 мм	-0,047	-0,192	0,459	-0,181	0,439	-0,117	0,759	0,515
Профиль № 2								
pH водной вытяжки	0,571	0,512	0,806	0,815	0,611	0,694	0,726	0,705
Гумус	0,826	0,881	0,920	0,894	0,669	0,809	0,983	0,588
Емкость катионного обмена	0,758	0,819	0,902	0,894	0,664	0,832	0,958	0,553
Гранулометрический состав, частицы < 0,01 мм	0,614	0,631	0,914	0,961	0,826	0,964	0,852	0,699
Профиль № 3								
pH водной вытяжки	0,395	-0,037	-0,699	-0,230	0,178	0,238	0,208	-0,036
Гумус	0,569	0,786	0,831	0,748	0,660	0,582	0,581	0,505
Емкость катионного обмена	-0,055	0,088	0,895	0,651	-0,038	-0,091	-0,139	0,213
Гранулометрический состав, частицы < 0,01 мм	0,019	0,365	0,966	0,634	0,226	0,158	0,118	0,259
Профиль № 4								
pH водной вытяжки	0,558	0,296	0,608	0,446	0,361	0,306	0,596	0,555
Гумус	0,988	0,968	0,922	0,942	0,990	0,968	0,963	0,975
Емкость катионного обмена	0,468	0,282	0,434	0,357	0,286	0,305	0,523	0,584
Гранулометрический состав, частицы < 0,01 мм	0,223	-0,083	0,314	0,020	-0,028	-0,067	0,325	0,296

Анализ полученных данных позволяет установить взаимосвязь между показателем pH и содержанием тяжелых металлов. Факт прямой корреляционной зависимости, обусловленный увеличением щелочности почв, может быть следствием привнесения карбонатных щебней при строительстве автомагистралей, применением антигололедных смесей и др. факторами. В наибольшей степени это проявляется в отношении Cu и Cd, в Профилях № 1, 2, 4, для которых выявлена значительная корреляция валовых и подвижных форм. В Профиле № 3 положительная корреляция установлена для валового содержания Zn, валовых и подвижных форм Pb и Cd. Значительная корреляция с показателем pH обусловлена свойствами тяжелых металлов, так Cu в нейтральной и щелочной среде малоподвижна и на щелочном барьере осаждается во вторичные минералы. Так как растворимость Cd зависит от pH, то особенно благоприятные условия для его концентрации формируются на щелочных геохимических барьерах карбонатных почв. На миграцию Zn, имеющему постоянную валентность, главное влияние оказывают изменение щелочно-кислотных условий и сорбционные процессы. Тоже касается и Pb, который в нейтральной и щелочной среде образует малоподвижные комплексные

соединения $[Pb(OH)_2]^2$, $[Pb(OH)_3]$ [1, 2]. Полученные результаты позволяют проследить связь содержания тяжелых металлов с содержанием гумуса, что можно было предвидеть, так как высокое содержание органического вещества свидетельствует о значительной сорбционной способности почв, когда гумусовые и низкомолекулярные органические кислоты образуют с тяжелыми металлами сложные комплексные соединения [2, 7,]. Положительная корреляция наблюдается во всех профилях, характерна как для валовых, так и подвижных форм всех металлов. Тяжелые металлы, являясь катионогенными элементами, показывают прямую корреляцию с показателем емкости катионного обмена в Профилях № 1, 2, 4. Однако в Профиле № 3 данная закономерность характерна только для Cu, которая являясь одним из лучших комплексообразователей, в присутствии органических веществ образует прочные фульватные и гуматные органоминеральные комплексы [1]. Факт прямого влияния гранулометрического состава на содержание тяжелых металлов прослеживается не для всех металлов и не на всех исследуемых профилях, однако можно наблюдать высокие показатели корреляции в профилях, где отмечен факт существенной зависимости содержания тяжелых металлов от показателей содержания гумуса и емкости катионного обмена (в Профиле 1 для Cd, в Профиле № 3 для Cu, в Профиле № 2 для всех металлов), что свидетельствует о совокупном влиянии почвенных свойств на концентрацию элементов в каждом конкретном профиле. Таким образом, при оценке загрязнения городских почв тяжелыми металлами, профильный подход, основанный на анализе аккумуляции тяжелых металлов в почвенном профиле относительно почвообразующей породы, в отличие от установленных нормативов, позволяет более достоверно установить долю элемента техногенного генеза. На участках с очень высокой и высокой степенью транспортной нагрузки в верхних почвенных горизонтах установлено значительное превышение содержания подвижных форм Zn, для которого кратность превышения относительно горизонта С составила 1873,1 и 66,9, что свидетельствует об интенсивном аэрогенном поступлении поллютантов в результате эксплуатации автотранспорта. Рассматривая отдельные почвенные физико-химические свойства можно отметить факт существенного влияния показателей pH, содержания гумуса, емкости катионного обмена, грансостава на концентрацию тяжелых металлов в почвенном профиле, что обуславливает формирование горизонтов с особыми физико-химическими условиями (геохимические барьеры), когда можно наблюдать явление аккумуляции тяжелых металлов в отдельных горизонтах почв.

Литература

1. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрея-2000, 1999. 610 с.

2. Алексеенко В.А., Алексеенко А.В. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов. Ростов н/Д: Изд-во ЮФУ, 2013. 388 с.

3. Юдина Е.В. Экологическое состояние почвенного покрова города Абакана // Экология урбанизированных территорий. 2015. № 3. С. 44-49.

4. Герасимова М.И., Строганова М.Н, Можарова Н.В., Прокофьева. Т.В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация / Под ред. Г.В. Добровольского. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.

5. Водяницкий Ю.Н., Яковлев А.С. Оценка загрязнения почвы по содержанию тяжелых металлов в профиле // Почвоведение. 2011. № 3. С. 329-335.

6. Водяницкий Ю.Н. Тяжелые и сверхтяжелые металлы и металлоиды в загрязненных почвах. М.: ГНУ Почвенный институт им. В.В. Докучаева. Россельхозакадемии, 2009. 96 с.

7. Дабахов М.В., Дабахова Е.В., Титова В.И. Экологическая оценка почв урбанизированных ландшафтов. Н.Новгород.: НИУ РАНХиГС, 2014. 300 с.

УДК 550.424 + 502.5

О НАКОПЛЕНИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ТЕХНОГЕННЫХ ИЛАХ УСТЬЕВЫХ ЗОН МАЛЫХ ВОДОТОКОВ

Янин Е.П.

Институт геохимии и аналитической химии имени В.И. Вернадского РАН, Москва, e-mail: yanin@geokhi.ru

Морфология русла равнинных малых водотоков, часто используемых в техногенных ландшафтах в качестве коллекторов сточных вод, является важным фактором, определяющим особенности локализации техногенных илов и связанных с ними химических элементов. С рассматриваемой точки зрения особое значение имеет характер продольного профиля и строение устьевой зоны водотоков. Малые водотоки, располагаясь в самых верхних звеньях гидросети, обычно отличаются высокими уклонами, которые вместе с водностью характеризуют эрозионно-транспортирующую способность потока [1]. В то же время при впадении малых водотоков в реку следующего порядка (с хорошо развитой поймой) наблюдается резкое выполаживание их продольного профиля, что обусловает формирование в устьевых зонах таких водотоков геохимических (прежде всего, механических [2]) барьеров и накопление здесь техногенных илов, являющихся концентраторами тяжелых металлов [3].

Ситуация, изученная в зоне влияния г. Троицка (Московская область, бассейн р. Пахры), представляет собой типичный пример широко распространенного на практике сопряжения: источник загрязнения (город, сточные воды которого поступают на общегородские очистные сооружения) – ручей, принимающий сточные воды, сбрасываемые с очистных сооружений – малая река, в которую впадает указанный ручей [4]. В данном случае сточные воды г. Троицка после обработки на очистных сооружениях сбрасывались в руч. Оранку, который впадает в р. Пахру. Водный сток ручья более чем на 90% формировался за счет поступающих в него сточных вод. Долина ручья имеет овальную форму, с резким сужением к устью, борта ее высокие и довольно крутые, днище плоское, шириной до 5–20 м, меандрирующее русло врезано в него на 0,3–0,5 м. Продольный профиль ручья в средней части характеризуется значительным уклоном; при выходе на высокую пойму Пахры происходит его резкое выполаживание. Современные русловые отложения, развитые в русле ручья, представлены техногенными илами и близкими к ним разновидностями отложений. Особенно интенсивное накопление илов наблюдалось в устье ручья и прилегающей части русла р. Пахры, где сформировался своеобразный конус выноса (вертикальная мощность илов достигала 1 м и более).

Таблица 1

Параметры распределения металлов в илах в зоне влияния г. Троицка

Элемент	Среднее значение K_c*	Коэффициент вариации, %
Серебро	91	204
Кадмий	17	328
Ртуть	7	268
Медь	3,1	112
Цинк	2,7	126
Висмут	2,2	214
Свинец	2,2	171
Олово	2	125

* Коэффициент концентрации относительно местного фона

Важной особенностью распределения химических элементов в техногенных илах руч. Оранка является выраженная пространственная неоднородность. Так, в отдельных точках русла Оранки в илах концентрации многих изученных металлов чрезвычайно высоки (например, K_c серебра 400–1000, кадмия 100–200, ртути до 90), что, в частности, нашло отражение в высоких значениях коэффициентов вариации, рассчитанных для всей прослеженной зоны техногенного загрязнения (на участке от места сброса стоков до устьевой зоны ручья включительно) (табл. 1).

В то же время в интенсивности концентрирования металлов и характеру пространственных изменений их содержаний в илах в структуре установленной зоны загрязнения наблюдается определенная зональность, т. е., в данном случае, существование участков русла со специфичным распределение (поведением) элементов в донных отложениях. Выявленная зональность определяется особенностями геоморфологического строения русла и устьевой зоны ручья (прежде всего, характером его продольного профиля) и наличием зоны смешения сточных и речных вод, в существенной мере предопределяющих особенности осаждения техногенного материала и связанных с ним поллютантов. Так, в илах верхней и средней части ручья (отличающейся значительным уклоном продольного профиля) наблюдается неравномерное распределение большинства изученных химических элементов. При выходе ручья на высокую пойму р. Пахры происходит резкое выполаживание его продольного профиля, что обусловливает формирование здесь латерального геохимического (преимущественно механического, седиментационного) барьера и создание условий благоприятных для аккумуляции (гидравлического осаждения) транспортируемых ручьем наносов, обогащенных химическими элементами (рис. 1, табл. 2). Определенную роль, очевидно, играют также процессы сорбции и соосаждения металлов. Все это приводит к заметному накоплению в русловых отложениях в пределах геохимического барьера практически всех химических элементов, поступающих в ручей со сточными водами. Исключение составляет свинец, практически не накапливающийся на геохимическом барьере.

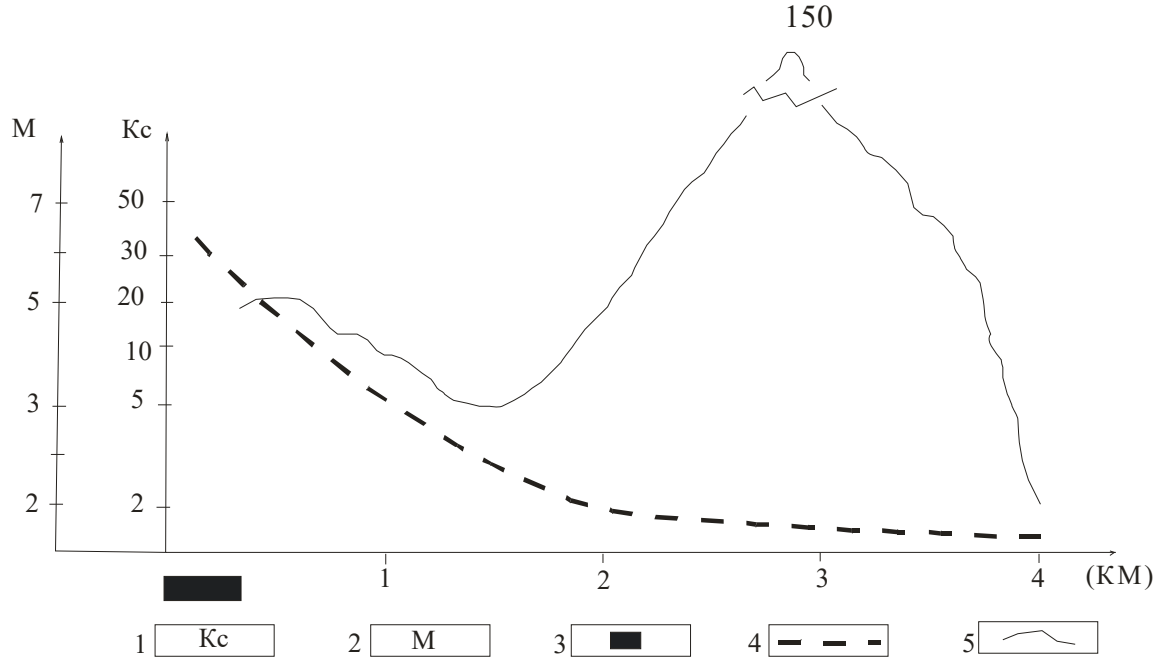


Рис. 1. Распределение кадмия в донных отложениях руч. Оранка: 1 – коэффициент концентрации кадмия; 2 – превышения над урезом устья ручья (метры); 3 – город; 4 – линия продольного профиля ручья; 5 – распределение значений коэффициента концентрации кадмия

Как правило, металлы, отличающиеся более высокими значениями K_c до геохимического барьера, значительно интенсивнее концентрируются в его пределах. Принципиальным является тот факт, что наличие геохимического барьера обусловливает формирование зон с экстремально высоким уровнем загрязнения. Так, если до барьера значение суммарного показателя загрязнения отвечают категории «очень высокий уровень загрязнения», то в пределах барьера фиксируется уже «чрезвычайно высокий уровень загрязнения», а после барьера интенсивность загрязнения резко снижается (до категории «средний уровень загрязнения»).

Таблица 2

Интенсивность накопления металлов в илах на геохимическом барьере

Элемент	K_c до барьера	K_c на барьере	K_c после барьера	Интенсивность барьера
Серебро	140	600	25	4,3
Кадмий	18	188	1,1	10,4
Ртуть	6	58	1,3	9,7
Висмут	5,4	13	1,1	2,4
Медь	5	13	2	2,6
Свинец	3,5	4	1,5	1,1
Цинк	3,1	11	2	3,6
Олово	2,5	7	1,2	2,6
Z_C *	178 **	890 ***	28 ****	5

* Суммарный показатель загрязнения [5]

** Очень высокий уровень техногенного загрязнения

*** Чрезвычайно высокий уровень техногенного загрязнения

**** Средний уровень техногенного загрязнения

Для распределения большинства металлов в техногенных илах в русле руч. Оранка на фоне резкой пространственной неоднородности распределения (варьирования) их концентраций характерна очень высокая степень корреляции (табл. 3).

Таблица 3

Корреляционная матрица распределения металлов в техногенных илах

	Sr	Cu	Ag	Zn	Cd	Pb	Bi	Sn
Hg	0,57	0,84	0,83	0,79	0,83	0,12	0,80	0,75
Sn	0,65	0,85	0,84	0,89	0,58	0,30	0,75	
Bi	0,74	0,84	0,88	0,67	0,77	0,30		
Pb	0,54	0,41	0,35	0,50	0,10			
Cd	0,40	0,61	0,61	0,63				
Zn	0,65	0,76	0,77					
Ag	0,81	0,96						
Cu	0,76							

Доверительные границы коэффициентов корреляции при уровнях значимости: 5% = 0,31; 1% = 0,39; 0,1% = 0,49

Это свидетельствует о том, что металлы поступают со сточными водами (главным образом во взвешенном состоянии) и мигрируют в водотоке синхронно, что, в свою очередь, является следствием единства источника (городские очистные сооружения) и общности режима их поступления в ручей. Исключение составляет свинец, для которого не прослеживаются корреляционные связи с некоторыми элементами. Очевидно, что он поступает не только с городскими сточными водами (судя по всему, преимущественно в растворенной форме), но и в составе поверхностного стока с территории водосборного бассейна.

Таким образом, в малых водотоках интенсивность латеральной миграции и соответственно особенности пространственного распределения химических элементов, концентрирующихся в донных отложениях в зоне влияния техногенных источников

загрязнения, в значительной степени определяются геоморфологическим строением русла и, прежде всего, характером их продольного профиля и морфологией устьевой зоны, определяющей возможность перехода поллютантов в реку следующего порядка. В небольших водотоках, служащих приемниками городских сточных вод, при определенных геоморфологических условиях, предопределяющих возникновение геохимических (преимущественно седиментационных) барьеров, за относительно короткое время (20–25 лет) могут формироваться зоны достаточно интенсивного техногенного загрязнения, в свою очередь являющиеся вторичными источниками поступления поллютантов в реку следующего порядка (прежде всего, за счет вторичного переотложения донных отложений, особенно в периоды паводков и половодий). Очевидно, что создание в устьевых зонах ручьев и малых рек, являющихся во многих городах приемниками сточных вод и поверхностного стока с урбанизированных территорий, искусственных прудов-отстойников будет способствовать снижению поступления поллютантов в основной водоток, прежде всего, за счет осаждения транспортируемого водотоками осадочного материала. Периодическая очистка таких водоемов от техногенных отложений исключит вероятность их переотложения и вторичного поступления поллютантов в водную фазу. Изъятые наносы должны обезвреживаться с применением соответствующих технологий [6].

Литература

1. Бутаков Г.П., Голосов В.Н., Дедков А.П. и др. Малые реки как наиболее уязвимое звено речной сети // Эрозионные и русловые процессы. Вып. 2. М.: Изд-во МГУ, 1996. С. 56-70.

2. Геохимические барьеры в зоне гипергенеза. М.: Изд-во МГУ, 2002. 395 с.

3. Янин Е.П. Техногенные речные илы (вещественный состав, геохимические особенности, экологическая оценка) // Экологическая экспертиза. 2013. № 1. С. 2-196.

4. Янин Е.П. Техногенные илы в реках Московской области (геохимические особенности и экологическая оценка). М.: ИМГРЭ, 2004. 95 с.

5. Янин Е.П. Техногенные геохимические ассоциации в донных отложениях малых рек (состав, особенности, методы оценки). М.: ИМГРЭ, 2002. 52 с.

6. Янин Е.П. Ремедиация территорий, загрязненных химическими элементами: общие подходы, правовые аспекты, основные способы (зарубежный опыт) // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. 2014. № 3. С. 3-105.

УДК 551.510.42; 551.17; 556.12

СРАВНЕНИЕ ЭЛЕМЕНТНОГО СОСТАВА СНЕЖНОГО ПОКРОВА ФОНОВЫХ РАЙОНОВ (МОНГОЛИЯ, БУРЯТИЯ)

Янченко Н.И., Баранов А.Н.

ИРНИТУ, Иркутск, e-mail: fduecn@bk.ru

Химический состав атмосферных осадков и снежного покрова может служить для оценки качества атмосферного воздуха [1, 2], как в промышленных, так и в экологически чистых районах. Актуальность исследования определяется отсутствием нормируемых значений концентраций вредных веществ в снежном покрове, которые могли быть применены для оценки экологического состояния как снежного покрова, так и сопряженных сред.

Проведен отбор снежного покрова в Тункинской долине (Бурятия) в 2013 г. в улусе Улбугай, урочище Бадары. В 2016 г. пробы были отобраны в горном районе Монголии на южном склоне горы Мунку-Сардык (недалеко от озера Хубсугул) на высоте 2024 м (рис.). Определение содержания элементов в фильтрате снеговой воде снежного покрова было выполнено методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой, установлены концентрации для 63 элементов (табл.).

Таблица

Содержание элементов (мкг/л) в фильтрате снежного покрова горы Мунку-Сардык (Монголия, озеро Хубсугул), улуса Улбугай и урочища Бадары (Бурятия)

№ п/п	Эл-т	С, мкг/л			№ п/п	Эл-т	С, мкг/л			№ п/п	Эл-т	С, мкг/л		
		М-Сардык	Улбугай	Бадары			М-Сардык	Улбугай	Бадары			М-Сардык	Улбугай	Бадары
1	Li	0,038	0,41	0,43	22	Zn	7,1	4,3	5,3	43	Pr	0,0047	0,0032	0,0015
2	Be	0,0021	0,0009	0,001	23	Ga	0,0037	0,005	0,0029	44	Nd	0,031	0,009	0,005
3	B	0,25	0,88	0,53	24	Ge	0,0023	0,0028	0,003	45	Sm	0,007	0,0036	0,0017
4	Na	260	290	39	25	As	0,043	0,019	0,036	46	Eu	0,0009	0,0008	0,0005
5	Mg	63	27	7,4	26	Se	0,22	0,15	0,16	47	Gd	0,003	0,0018	0,0006
6	Al	6,8	12,8	8,7	27	Br	7,1	10	10	48	Tb	0,0005	0,00032	0,00021
7	Si	135	57	50	28	Rb	0,178	0,23	0,052	49	Dy	0,0017	0,0016	0,0009
8	P	10	21	37	29	Sr	1,31	1,69	0,9	50	Ho	0,0005	0,0003	0,00018
9	S	1000	3700	4100	30	Y	0,011	0,0083	0,0046	51	Er	0,0014	0,001	0,0003
10	Cl	340	630	290	31	Zr	0,007	0,014	0,011	52	Tm	0,00008	0,00018	0,0001
11	K	250	230	52	32	Nb	0,0005	0,0023	0,0013	53	Yb	0,0014	0,0005	0,0003
12	Ca	340	114	76	33	Mo	0,015	0,01	0,007	54	Lu	0,00013	0,00018	0,0001
13	Sc	0,4	0,053	0,57	34	Ag	0,0011	0,0018	0,001	55	Hf	0,0008	0,0002	0,0002
14	Ti	0,16	0,54	0,27	35	Cd	0,004	0,006	0,006	56	Ta	0,0006	0,0003	0,0003
15	V	0,057	0,034	0,028	36	Sn	0,014	0,013	0,0043	57	W	0,002	0,0019	0,0016
16	Cr	0,11	0,12	0,1	37	Sb	0,007	0,018	0,01	58	Re	0,0003	0,00007	0,00007
17	Mn	7,2	1	1,29	38	I	0,53	0,3	0,3	59	Au	0,0005	0,0002	0,00022
18	Fe	13,1	22	18,7	39	Cs	0,0013	0,0027	0,0016	60	Tl	0,0014	0,0018	0,0018
19	Co	0,047	0,027	0,021	40	Ba	1,62	0,74	0,64	61	Pb	0,069	0,136	0,102
20	Ni	0,26	0,03	0,33	41	La	0,023	0,013	0,0055	62	Bi	0,0035	0,0017	0,0011
21	Cu	1,9	0,93	0,27	42	Ce	0,04	0,026	0,015	63	Th	0,005	0,0033	0,0036
										64	U	0,006	0,0026	0,001

При сравнении концентраций элементов в снежном покрове склона горы Мунку-Сардык, улуса Улбугай и урочища Бадары установлено, что однозначно сказать в каком районе наименьшая концентрация элементов невозможно. Если принять, что в снежном покрове склона горы Мунку-Сардык наименьшая концентрация, то в снежном покрове улуса Улбугай и урочища Бадары будет отмечено превышение концентраций в несколько раз для следующих элементов: Li (5), S (4), Nb (4-5), Cd (5), Sb (3-7), Cs (2-3),

Tm (2-5), Pb (2). Если принять данные по Тункинской долине как минимальные, то на склоне горы Мунку-Сардык будет отмечено превышение от 4 до 9 раз для Na, Mg, Mn, Ca, Sc, Mn, Cu, Ni, La, Gd, Yb, Nd, Sm, Hf, Re, U.

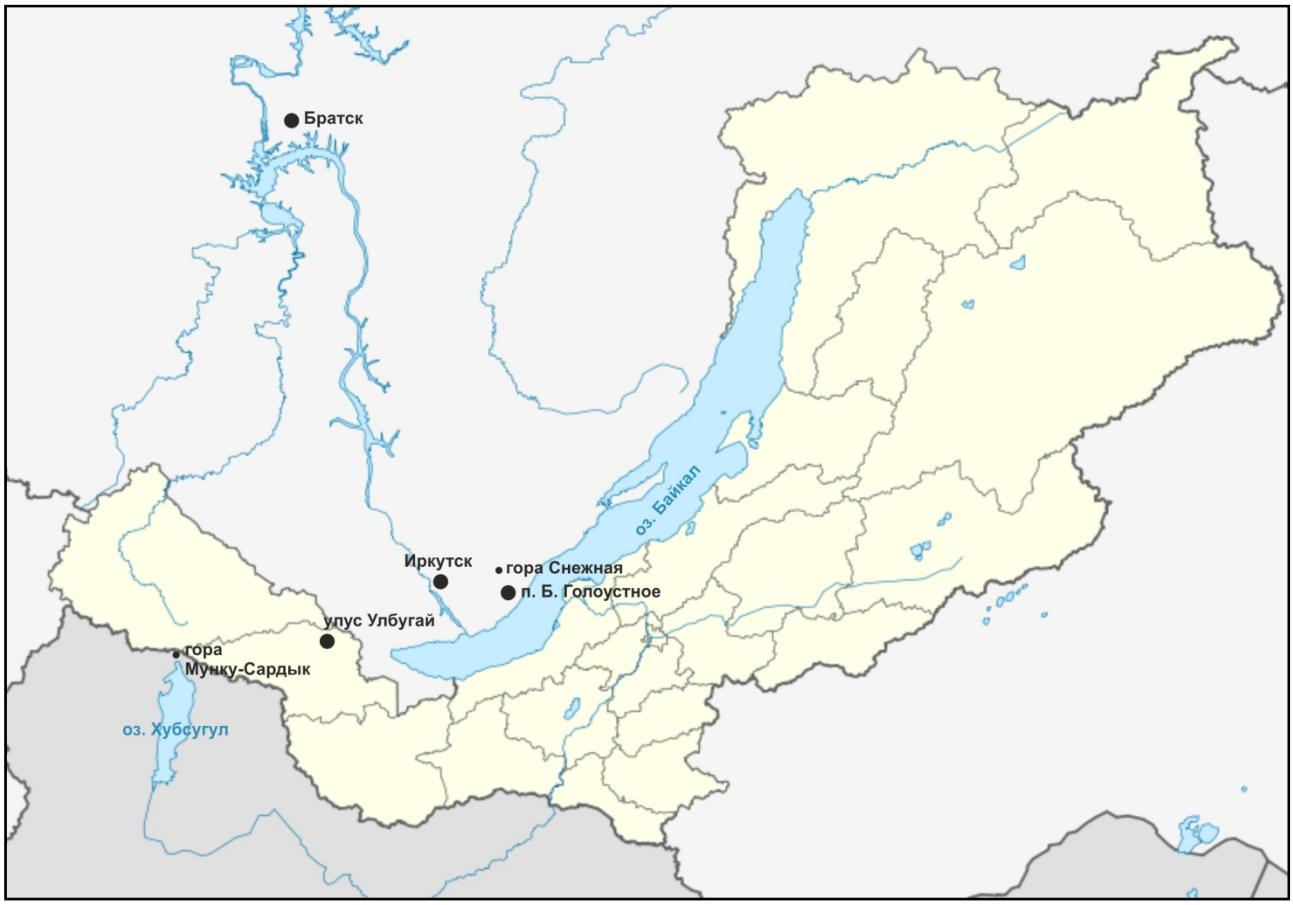


Рис. Районы отбора проб снежного покрова: склон горы Мунку-Сардык (Монголия), уус Улбугай (Тункинская долина, Бурятия)

В связи с тем, что точки отбора в Монголии и Бурятии находятся в районах без промышленных источников выбросов их можно отнести к условно – регионально фоновым и проводить сравнение, например, с элементным составом фильтрата снежного покрова г. Братска [3] и г. Шелехова (18 км от Иркутска), в которых находятся заводы по производству первичного алюминия и предприятия теплоэнергетики [4, 5], применяющие уголь, несмотря на то, что в Иркутской области есть месторождения природного газа.

Работа выполнена при частичной финансовой поддержке Министерства образования и науки РФ (государственное задание №127, 2016 год), проекта ПНИЭР RFMEFI57715X0190.

Литература

1. Василенко В.Н., Назаров И.М., Фридман Ш.Д. Мониторинг загрязнения снежного покрова. Л.: Гидрометеоиздат, 1985. 183 с.

2. Свистов П.Ф., Полищук А.И., Першина Н.А., Павлова М.Т. Ежегодные данные по химическому составу атмосферных осадков за 2006-2010 гг. (обзор данных). СПб.: ГГО им. А.И. Воейкова, 2013. 100 с.

3. Янченко Н.И., Баранов А.Н., Чебыкин Е.П., Колесников С.С. Особенности и факторы, влияющие на распределение металлов, редкоземельных элементов, углерода и

фтора в фильтрате и в твердом осадке снежного покрова города Братска // Вестник ИрГТУ. 2013. № 10. С. 141-148.

4. Talovskaya A.V. Fluorine concentration in snow cover within the impact area of aluminium production plant (Krasnoyarsk city) and coal and gas-fired power plant (Tomsk city) // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. 2015. Vol. 27: Problems of Geology and Subsurface Development. 6 p. URL: http://dx.doi.org/10.1088/1755-1315/27/1/012043

5. Онищук Н.А., Оболкин В.А., Ходжер Т.В. Химический состав снежного покрова в городах юга Иркутской области // Охрана атмосферного воздуха. Атмосфера. 2012. № 4. С. 13-24.

Электронное научное издание

Коллектив авторов

Доклады Всероссийской научной конференции
«Геохимия ландшафтов» (к 100-летию А.И. Перельмана)
Москва, 18-20 октября 2016 г.

Компьютерная верстка
Д.В. Власов

Обложка
И.В. Тимофеев

ISBN 978-5-89575-236-4

Гарнитура Cambria, Georgia

Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова,
Географический факультет,
119991, ГСП-1, г. Москва,
Ленинские горы, д. 1