

БЕЛОРУССКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ  
ГЕОГРАФИЧЕСКИЙ ФАКУЛЬТЕТ

**СОВРЕМЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ  
ГЕОХИМИИ, ГЕОЛОГИИ  
И ПОИСКОВ МЕСТОРОЖДЕНИЙ  
ПОЛЕЗНЫХ ИСКОПАЕМЫХ**

**МАТЕРИАЛЫ**

Международной научной конференции,  
посвящённой 110-летию со дня рождения  
академика

**КОНСТАНТИНА ИГНАТЬЕВИЧА ЛУКАШЁВА**  
(1907–1987)

23–25 мая 2017 г., Минск

Часть 2

Геохимия и минералогия

Экологическая геохимия и экологическая геология

Минск  
«Право и экономика»  
2017

УДК 55(082)  
ББК 26.3я43  
С56

Редакционная коллегия:  
О. В. Лукашѐв (ответственный редактор);  
А. Ф. Санько;  
В. И. Зуй;  
Д. Л. Творонович-Севрук

Рецензенты:

канд. геол.-минер. наук *В. В. Савченко* (ООО «Неруд-проект»);  
д-р. геол.-минер. наук *М. Г. Ясовеев*  
(Международный государственный экологический институт имени А. Д. Сахарова БГУ)

**Современные** проблемы геохимии, геологии и поисков месторождений полезных ископаемых: материалы Междунар. науч. конф., посвящённой 110-летию со дня рождения акад. Константина Игнатьевича Лукашѐва (1907—1987), 23–25 мая 2017 г., Минск / Отв. ред. О. В. Лукашѐв; редкол.: А. Ф. Санько [и др.]: В. 2 ч. – Минск: Право и экономика, 2017. – Ч. 2. – 151 с.  
ISBN 978-985-476-472-6.

Сборник содержит материалы, представленные геохимиками, геологами и преподавателями вузов Беларуси, России, Украины, Польши на Международную научную конференцию, посвящённую 110-летию со дня рождения академика Константина Игнатьевича Лукашѐва – основоположника белорусской геохимической школы. Освещаются теоретические проблемы геохимии, минералогии и петрографии, теоретические и практические аспекты экологической геологии и экологической геохимии, проблемы геологии и геохимии Беларуси и стран СНГ.

Данный сборник отражает современный уровень исследований в области геохимии, геологии и поисков месторождений полезных ископаемых. Он представляет интерес для широкого круга исследователей недр – геохимиков, геологов, геоэкологов и студентов геологических и географических специальностей.

УДК 55(082)  
ББК 26.3я43

ISBN 978-985-552-667-5

© Географический факультет БГУ, 2017  
© Оформление. ИООО «Право и экономика», 2017

УДК 550.04 (476)

## ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ МЕЖСОЛЕВОГО КОМПЛЕКСА ПРИПЯТСКОГО ПРОГИБА (НА ПРИМЕРЕ НОВО-КОРЕНЁВСКОЙ ПЛОЩАДИ)

Е. В. Бибикова

Филиал «Институт геологии» Государственного предприятия «НПЦ по геологии», ул. Академика Купревича 7, 220141 Минск, Республика Беларусь; lenka7@tut.by

Ново-Коренёвская площадь относится к Червонослободско-Малодушинской зоне нефтенакопления на приподнятом крыле одноименного разлома Припятского прогиба.

Территория исследования является актуальной в связи с наличием притоков нефти и других признаков нефтегазоносности на изучаемой территории. Цель работы – выявление нефтематеринских толщ в межсолевых нижнефаменных отложениях на Ново-Коренёвском участке.

Определения выполнены с помощью следующих методов: пиролитическим и битуминологическими. К битуминологическим методам относятся определение  $C_{орг}$ , (вес. %) методом Тюрина и хлороформенного битумоида методом горячей экстракции (ХБ, вес. %). Определения  $C_{орг}$ , пиролитические исследования были выполнены в «Центральной Лаборатории» и «БелНИГРИ», а также во Французском институте нефти. Пиролитические исследования проб из скв. Ново-Коренёвская 6 проводились на установке на базе масс-спектрометра МХ7304АМ (аналитик В. Г. Клименко) [1]. Для пиролитических исследований были взяты пробы из скв. Ново-Коренёвская 4, Коренёвская 1, 3, Высокоборская 1, Людвиновская 1. Традиционными битуминологическими методами исследованы пробы из скв. 1, 3 Коренёвские.

На основе комплексного анализа результатов битуминологических и пиролитических исследований пород и геолого-геофизической информации в межсолевой толще выявлены нефтематеринские слои и выполнено их сопоставление и корреляция и по линии скв.: Людвиновская 1, Высокоборская 1, Ново-Коренёвская 4 и 6.

Породы, обогащённые  $C_{орг}$ , выявлены в кузьмичёвских (0,34%), тонежских (0,74 %), тремлянских (1,29%), вишанских (1,11%), туровских (1,61%), дроздовских (1,64%), петриковских (1,3%) отложениях межсолевого комплекса нижнефаменной девонской толщи. В площадном отношении участки с наибольшим содержанием  $C_{орг}$  в породах выявлены в районе Ново-Коренёвской площади на окраинах Октябрьско-Коренёвского вала и, видимо приурочены к Южно-Вишанской палеоложбине.

Нефтегазопроявления установлены в скв. 1 Коренёвская на глубинах 3 034,7–3 035,3 м (петриковский горизонт), 3 134,4–3 142,9 и 3 143,3–3 144,5 м (тремлянский горизонт), 3 147,7–3 162,3 м (тонежско-кузьмичёвские слои), 3 170,4–3 175,2 м (кузьмичёвский горизонт), 3 221,0–3 254,1 м (кузьмичёвский горизонт); в скв. 3 Коренёвская на глубинах 2 974,0–2 994,3 м (петриковский горизонт), 3 095,0–3 101,0 м (тремлянско-вишанские слои), 3 157,2–3 166,2 м, 3 184,4–3 195,5 м (кузьмичёвский горизонт), в скв. 4 Ново-Коренёвская на глубине 2 980,0–2 945,0 м (тремлянско-вишанские слои).

В результате проведения пиролитических исследований по разрезу скв. 4 Ново-Коренёвская было изучено около 130 образцов из интервала 2 872,2–3 044 м. В разрезе скв. 4 Ново-Коренёвская в составе петриковских, елецких и задонских отложений было выделено 5 перспективных интервалов нефтематеринских пород, 2 из которых характеризуются точечными нефтепроявлениями.

Генерационный потенциал в задонском резервуаре на Ново-Коренёвском участке достигает 0,17–36,11 мг/г, в елецком – 0,87–15,78 мг/г, что говорит о наличии большого количества углеводородных структур в породе, так как для генерации промышленных скоплений УВ достаточно 2 мг/г [2]. Индекс водорода, по которому можно судить о типе органического вещества, уменьшается вверх по разрезу, от 47–956 в задонском резервуаре до 125–383 в елецком резервуаре. На основе диаграммы Ван Кревелена определено, что для задонского резервуара характерно наличие в породе органического вещества первого, второго и третьего типа, а для елецкого – органического вещества второго и третьего типа. На основе пиролитических и битуминологических исследований выявлено, что на Ново-Коренёвской площади нефтематеринские породы достигают зоны «нефтяного окна»: температуры

максимального выхода УВ достигают 414–439 °С, индекс продуктивности равен 0,03–0,53, коэффициент битуминозности варьирует в пределах 0,16–0,37. Данные подтверждаются наличием Ново-Коренёвского месторождения в задонском надгоризонте межсолевой толщи Червонослободско-Малодушинской ступени.

В результате проведённых работ была создана схема корреляции по линии скв. Людвиновская 1, Высокоборская 1, Ново-Коренёвская 4 и 6 с распределением нефтематеринских слоёв по разрезу. Нефтематеринские породы приурочены к глинистым, глинисто-карбонатным и карбонатным породам, кузьмичевских, тонежских, тремлянских, вишанских, туровских, дроздовских, петриковских отложений межсолевого комплекса нижнефаменской девонской толщи. По площади и в разрезе распределение  $S_{орг}$  с большой долей вероятности связано с палеогеографией осадочного бассейна.

По данным пиролитических и битуминологических исследований определено, что нефтематеринские породы достигают зоны нефтяного окна, что подтверждается наличием многочисленных нефтепроявлений в породах и Ново-Коренёвского месторождения в межсолевых нижнефаменских девонских отложениях.

1. Методические рекомендации по применению пиролитического метода в органической геохимии / науч. ред. А. Э. Контарович СНИИГиМС. Новосибирск, 1985. 42 с.
2. Тиссо Б., Вельте Д. Образование и распространение нефти. М.: Мир, 1981. 501 с.

УДК 552.08

## КОЛИЧЕСТВЕННЫЙ АНАЛИЗ ЦИФРОВЫХ ИЗОБРАЖЕНИЙ ГОРНЫХ ПОРОД

**Е. А. Василёнок, В. П. Самодуров**

Белорусский государственный университет, географический факультет, пр. Независимости 4,  
220030 Минск, Республика Беларусь; manul1994@mail.ru, vladimir\_samodurov@tut.by

*Введение.* Анализ и классификация изображений – задача, широко востребованная во многих областях геологии, в том числе и в петрографии. Нередко возникает потребность в исследовании изображений пород, шлифов, которые содержат минеральные зёрна разной формы, размера, ориентации и цветовых характеристик. *Целью работы* является применение анализа цифровых изображений магматических пород для разработки автоматизированной процедуры их идентификации. *Исходным материалом* служили цифровые фотографии полированного гранита – кислой плутонической породы нормального ряда.

*Методический подход.* Исходными параметрами для анализа и классификации могут быть информация о цвете, количественных характеристиках, структуре и текстуре пород. Существует множество методов для классификации минералов: комбинаторный метод или метод порогового градиента, метод выделения путём применения оператора Лапласа и фильтра Гаусса, метод, использующий оператор Собеля и т. д.

В процессе классификации каждый пиксель цифрового снимка относят к одному из классов минералов на основании некоторых статистических критериев: яркость/тон (распознавание цветовых образов), геометрическая форма, размер, структура и текстура (распознавание пространственных образов). Результаты классификации можно использовать для создания статистических отчётов о количественном составе образцов горных пород.

В данной статье приведено сравнение трёх отличных по алгоритмам и результатам методов анализа цифровых изображений пород на примере образца гранита: 1) выделение классов на изображении с помощью порога (Threshold); 2) использование алгоритмов нейронных сетей (Neural Net Classification); 3) классификация с обучением – способ минимального расстояния – Евклидова метрика (Minimum Distance Classification).

*Выделение классов с помощью порога (Threshold)* производилось на исходном изображении гранита (2 341 × 1 237 pix, формат bmp, цветовое пространство HSB) без применения фильтров. Был создан набор из трёх масок (рис. 1): Mc, Q и Pl, соответственно, четвёртым компонентом являлся Vi.

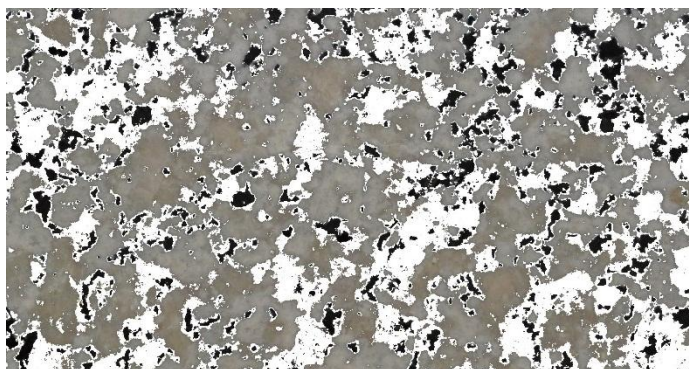


Рисунок 1 – Выделение Pl (белый цвет) на цифровом изображении гранита

Маска каждого минерала создана на основе пороговых значений следующих атрибутов: Hue (H) – цветовой тон; Saturation (S) – насыщенность; Brightness (B) – яркость. Bi определен по H [0 : 255], S [0 : 70], B [0 : 50]. Маска Mc создана по значениям H [0 : 255], S [20 : 62], B [0 : 255]. Для Q пороги H [0 : 255], S [0 : 255], B [0 : 170]. Для Pl – H [0 : 255], S [0 : 70], B [0 : 110].

Результаты количественного анализа изображения гранита данным методом представлены в табл. 1. Площадь, занимаемая каждым минералом, определена в процентах ( $S_{min}$ ), а также в пикселах (Area).

Таблица – Результаты количественного анализа образца гранита различными методами

Threshold			Neural Net Classification			Minimum Distance Classification		
Mineral	Area, px	$S_{min}$ , %	Mineral	Area, px	$S_{min}$ , %	Mineral	Area, px	$S_{min}$ , %
Bi	262 655	8,524	Bi	182 513	6,303	Bi	283 604	9,794
Pl	1 001 760	32,512	Pl	862 776	29,794	Pl	754 621	26,059
Q	952 951	30,928	Q	924 141	31,913	Q	1 013 421	34,996
Mc	863 833	28,036	Mc	926 387	31,991	Mc	844 171	29,151
Sum	3 081 199	–	Sum	2 895 817	–	Sum	2 895 817	–
Real	2 895 817							

Как видно из таблицы, для метода выделения классов с помощью порога, количество пикселей в сумме (Sum) даёт ложное число (не реальные (Real) 2 895 817 px, а 3 081 199 px). Это связано с перекрытием областей HSB при threshold.

*Классификация с использованием нейронной сети (Neural Net Classification, NNC).* Стандартный алгоритм обратного распространения был использован для нейронной сети при исследовании исходного изображения образца гранита без фильтров.

Алгоритм обратного распространения – это итеративный градиентный алгоритм, который используется с целью минимизации среднеквадратичного отклонения текущего выхода персептрона и желаемого выхода. Нейроны делятся на группы с общим входным сигналом – слою. На каждый нейрон первого слоя (скрытого слоя – Hidden Layer) подаются все элементы внешнего входного сигнала. Все выходы нейронов n-ого слоя подаются на каждый нейрон слоя n + 1. Нейроны выполняют взвешенное суммирование элементов входных сигналов. К сумме элементов входных сигналов, помноженных на соответствующие веса, прибавляется смещение нейрона. Над результатом суммирования выполняется нелинейное преобразование – функция активации. Значение функции активации и есть выход нейрона.

В качестве этой функции использовалась сигмоидальная функция (1):  $f(x) = x/(x + \alpha)$ , где  $\alpha$  – параметр, влияющий на наклон сигмоидальной функции активации.

Классификация минералов выполняется с помощью обучения нейронной сети (training iteration) на базе созданных областей интереса (ROI – region of interest). Данная нейронная сеть требует число

итераций от 100 до 10 000, прежде чем веса связей нейронов стабилизируются достаточно, чтобы получить выходные данные. В нашем случае произведено 200 итераций (рис. 2).

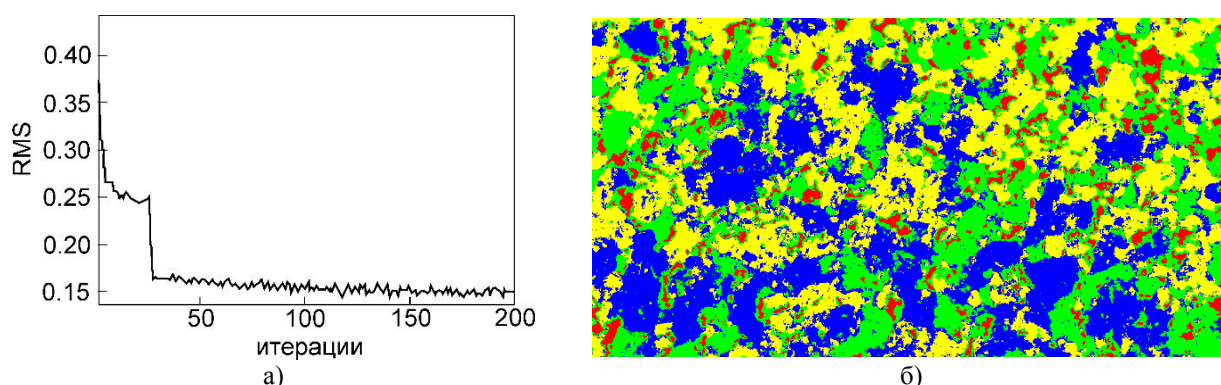


Рисунок 2 – Применение метода NNC к исходному изображению гранита  
а) график зависимости среднеквадратичной ошибки (RMS) от числа итераций; б) выходные данные

Результаты Neural Net Classification (NNC) впечатляют: точность выделения минералов и определения площади, занимаемой каждым из них, высока (табл. 1).

*Классификация с обучением – способ минимального расстояния (Minimum Distance Classification, MDS)* при исследовании изображения образца гранита после применения Gaussian filter (рис. 3).

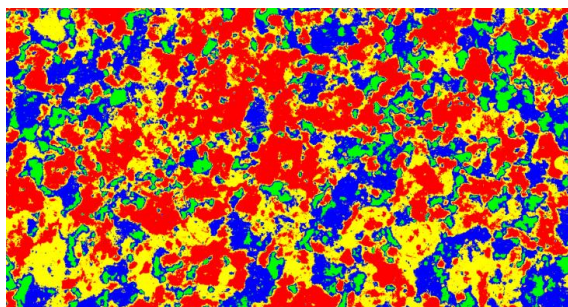


Рисунок 3 – Применение метода MDC к отфильтрованному изображению гранита

Данный метод основан на создании областей интереса (ROI) в качестве обучающей выборки классов. Выбор границы между классами опирается на значение стандартного отклонения или максимального расстояния (maximum distance). Однако, есть вероятность, что пиксели, не попадающие в диапазон, не будут классифицированы. Результаты MDC представлены в табл. 1.

*Результаты.* Выделение классов с помощью порога (Threshold) больше ориентировано на пользователя: решения о выделении тех или иных порогов выносит человек, тем самым произвольно создавая ошибку. Пороги, настроенные вручную, часто могут накладываться (табл. 1), либо не являться граничными.

Метод NNC показал хорошие результаты при минимальном воздействии человека. В данном случае, подсчёт и определение классов и их количественных характеристик производится сетью на базе выделенных областей (ROI). Таким образом, к положительным выводам стоит отнести: высокую точность, скорость и автоматизацию метода.

Метод MDC также является автоматизированным методом, использующим обучение по ROI. Однако, качество анализа заметно отстает от NNC.

Сравнение трёх методов анализа цифровых изображений пород на примере образца гранита позволяет выявить лучший метод – Neural Net Classification.

*Выводы.* Цифровой формат изображений горных пород предоставляет широкие возможности для развития методов автоматизированной цифровой петрографии. Проблема автоматизации в условиях возросшего количества данных и повышения требований к скорости качественного и количественного анализа состава горных пород остается актуальной в геологии и в настоящее время.

## ВЛИЯНИЕ КАРБОНАТОВ И ХЛОРИДОВ ЩЕЛОЧЕЙ НА ФАЗОВЫЕ СООТНОШЕНИЯ И ФОРМИРОВАНИЕ КАРБОНАТНЫХ И ЩЕЛОЧНЫХ СИЛИКАТНЫХ РАСПЛАВОВ В СИСТЕМЕ ЭКЛОГИТ- $\text{CaCO}_3$ -ФЛЮИД ПРИ $P = 4$ ГПа, $T = 1\ 100\text{--}1\ 400$ °С

**Н. С. Горбачёв, А. В. Костюк, А. Н. Некрасов, Д. М. Султанов**

Институт экспериментальной минералогии РАН, ул. Академика Осипяна 4,  
142432 Черноголовка, Российская Федерация; gog@iem.ac.ru

Среди ксенолитов мантийных пород наряду с перидотитами встречаются эклогиты. В нодулях мантийных эклогитов широко проявлены признаки мантийного метасоматоза – воздействия надкритических флюидов, карбонатных расплавов и следов частичного плавления с образованием флогопита, апатита, карбонатов и обогащённых щелочами (до 15 мас. %) силикатных стекол. С плавлением метасоматически изменённой карбонатизированной верхней мантии связывают формирование щелочных и связанных с ними карбонатитовых магм. Как правило, карбонатиты встречаются в ассоциации со щелочными породами Na ряда, гораздо реже – с обогащёнными K ( $\text{Na}/\text{K} < 1$ ) породами. К их числу относятся палеозойские щелочные комплексы Беларуси, в ассоциации с которыми обнаружены карбонатиты [1]. Главными компонентами метасоматических флюидов и расплавов наряду с  $\text{H}_2\text{O}$  и  $\text{CO}_2$  являются соли (карбонаты, хлориды) Na и K. Влияние карбонатов и хлоридов щелочей на фазовые соотношения, составы силикатных  $L_{\text{Si}}$  и карбонатных  $L_{\text{Cb}}$  расплавов при плавлении эклогита в «сухих» (без добавления флюида) условиях, а также с  $\text{H}_2\text{O}$  и  $\text{CO}_2$  флюидом изучено экспериментально при  $P = 4$  ГПа,  $T = 1\ 100\text{--}1\ 300$  °С.

Опыты проводились в ИЭМ РАН на установке НЛ-10 в Pt и Au-Pd ампулах с использованием многоампульной закалочной методики. Температура измерялась Pt30Rh/Pt6Rh термопарой, давление калибровалось по кривой равновесия кварц-коэсит. Точность определения температуры и давления в опытах оценивается в  $\pm 5$  °С и  $\pm 1$  кбар. Длительность эксперимента составляла от 8 до 24 час. Полированные препараты закалочных образцов анализировались на электронном сканирующем микроскопе с детектором вторичных и отраженных электронов и энерго-дисперсионным спектрометром.

Выявлено эффективное влияние температуры, флюида и состава системы на фазовые соотношения и составы силикатных и карбонатных расплавов в эклогитовых системах.

В эклогитовой системе с Ca–Na–K-карбонатами и  $\text{H}_2\text{O}$ -содержащим флюидом при  $T = 1\ 100$  °С первыми при плавлении эклогита образуются щелочной силикатный расплав, сосуществующий с клинопроксом (Cpx), гранатом (Grt) и карбонатом (Cb). При дальнейшем увеличении  $T$  при  $1\ 200\text{--}1\ 250$  °С образуются несмешиваемые силикатный и карбонатный расплавы. В интервале  $T = 1\ 250\text{--}1\ 300$  °С находится «критическая» точка  $T_{\text{K}}$  равновесия  $L_{\text{Si}}$  и  $L_{\text{Cb}}$ , выше которой наблюдается полная смешиваемость между ними (табл. 1–3).

В этой же системе в «сухих» условиях карбонатные расплавы образуются в результате ликвации карбонатизированного силикатного расплава с образованием несмешиваемых силикатной и карбонатной жидкостей, сосуществующих при  $T = 1\ 200$  °С с Cpx и реликтами хромита (Chr).

Система эклогит– $\text{CaCO}_3$  с хлоридами Na и K и ( $\text{H}_2\text{O}\text{--}\text{CO}_2$ )-содержащим флюидом характеризуется узким  $T$ -интервалом между солидусом ( $T > 1\ 200$  °С) и ликвидусом ( $T < 1\ 300$  °С) эклогита. Во всём  $T$ -интервале образуется только многокомпонентный флюид-содержащий высоко-Ca карбонатный расплав, сосуществующий в субликвидусе при  $T = 1\ 200\text{--}1\ 250$  °С с Cpx и Grt.

Образование карбонатного и отсутствие силикатного расплава можно объяснить существованием низкотемпературной ( $\leq 500$  °С) эвтектики ( $T_e$ ) между хлоридами щелочей и карбонатами Ca и Mg. Т. к.  $T_e$  меньше  $T$  солидуса эклогита, то карбонатный расплав образуется первым уже в субсолидусе эклогита. Кроме того, взаимодействие флюида с NaCl и KCl:  $2\text{MCl} + \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2 = \text{M}_2\text{CO}_3 + 2\text{HCl}$ , где M – Na или K, будет приводить к образованию HCl, карбонатов Na и K, снижающих  $T$  плавления эклогита и карбонатов, усиливающих экстрагирующую способность многокомпонентного карбонатного расплава. Его стабильности также способствует узкий интервал  $T$  между солидусом и ликвидусом эклогита. Хотя компоненты эклогита растворяются в карбонатном расплаве, однако их концентрации ниже концентрации насыщения. Кроме того, при надликвидусных  $T$  может существовать полная смешиваемость между  $L_{\text{Si}}$  и  $L_{\text{Cb}}$ .

Таблица 1 – Химический состав (в мас. % оксидов) сосуществующих фаз в системе эклогит–CaCO<sub>3</sub>–Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>–K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> + H<sub>2</sub>O при T = 1 200 °С, P = 4 ГПа

Показатель	SiO <sub>2</sub>	TiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	FeO	MnO	MgO	CaO	Na <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> O	SrO	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Σ
Срх	50,58	0,67	7,78	8,22	0,03	9,40	19,29	2,86	0,06	0,18	0,00	99,11
Сб	0,15	0,00	0,06	0,68	0,00	0,46	49,09	0,04	0,12	0,48	0,34	51,50
L <sub>Si</sub>	50,03	0,30	15,23	1,65	0,13	0,18	5,77	3,48	8,07	0,59	1,49	86,92
Bt	33,95	3,55	12,01	15,72	0,21	9,99	7,42	0,38	8,07	0,59	1,83	93,75
L <sub>Сб</sub>	1,27	0,10	0,54	1,69	0,03	0,65	48,34	0,13	0,46	0,57	0,04	53,86

Таблица 2 – Химический состав (в мас. % оксидов) сосуществующих фаз в системе эклогит–CaCO<sub>3</sub>–Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>–K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> при T = 1 200 °С, P = 4 ГПа

Показатель	SiO <sub>2</sub>	TiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	FeO	MnO	MgO	CaO	Na <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> O	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Σ
Chr	0,94	1,05	21,04	38,51	31,19	0,48	6,02	0,33	0,23	0,06	0,03	99,92
Срх	51,37	0,47	9,40	2,68	6,53	0,23	9,12	14,16	4,73	0,17	0,00	98,93
L <sub>Si</sub>	53,14	0,13	17,64	0,19	1,70	0,18	0,07	1,73	6,15	8,06	0,11	89,10
L <sub>Сб</sub>	1,62	0,04	0,73	0,14	12,09	0,71	1,18	21,98	14,08	1,44	0,44	54,71

Таблица 3 – Химический состав (в мас. % оксидов) сосуществующих фаз в системе эклогит–NaCl–KCl + H<sub>2</sub>O + CO<sub>2</sub> при T = 1 250 °С, P = 4 ГПа

Показатель	SiO <sub>2</sub>	TiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	FeO	MnO	MgO	CaO	Na <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> O	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Σ
Срх	47,38	0,31	13,05	1,04	0,02	11,77	23,91	0,89	0,00	0,00	98,93
Grt	39,91	0,25	21,87	3,38	0,00	8,14	25,32	0,21	0,04	0,03	99,89
Ар	1,40	0,02	0,22	0,25	0,14	1,92	50,79	1,59	0,32	30,39	88,42
L <sub>Сб</sub>	3,29	0,71	1,14	1,48	0,23	4,12	41,51	0,24	1,20	2,45	57,22

При закалке карбонатных расплавов образуется гетерофазная смесь карбонатной и силикатной фаз, апатита, биотита. На диаграммах парных корреляций CaO–SiO<sub>2</sub> составы закалочных фаз карбонатного расплава образуют линейный тренд, крайними членами которого являются силикатная Si и карбонатная Сб компоненты, выделенные по максимальным концентрациям SiO<sub>2</sub> и CaO соответственно (рис. а, б)

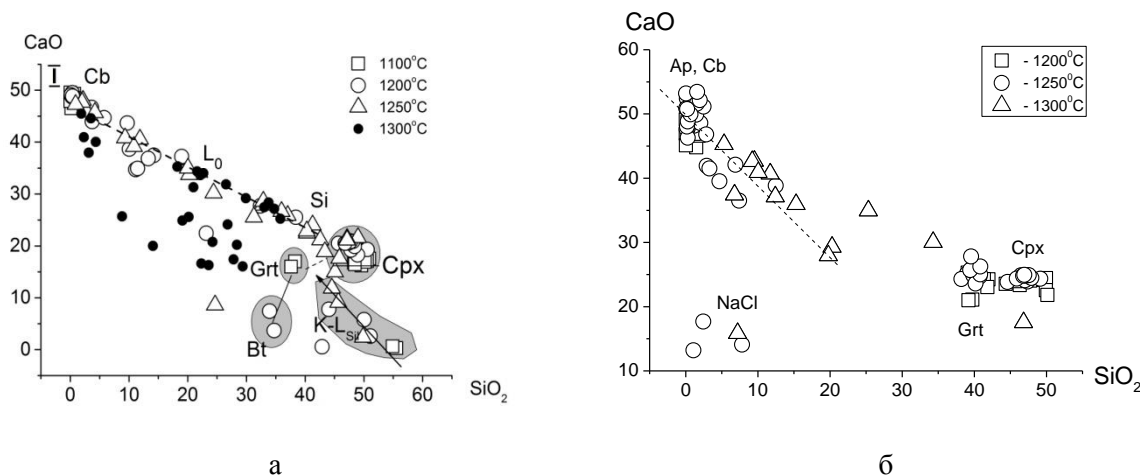


Рисунок – а – эклогит + карбонаты Ca, Na, K; б – эклогит + CaCO<sub>3</sub> + хлориды щёлочей.

Сходный тренд составов флюидно-расплавных включений наблюдался в волокнистых алмазах Африки, Сибири. Существование такого тренда рассматривается в качестве признака полной смеси силикатной и карбонатной компонент надкритического флюидорасплава. Т. к. щёлочно-хлоридные флюиды характерны для зон субдукции, то образование многокомпонентного агрессивного и подвижного карбонатного расплава при T–P параметрах субдуцированной плиты может играть важную роль в метасоматическом преобразовании океанической коры.

1. Михайлов Н. Д., Латцевич А. Г. Первые данные о проявлениях карбонатитов в комплексе палеозойских щелочных магматических пород Беларуси // Геохимия, петрология и генезис щелочных пород. Миасс: УрО РАН, 2006. С. 156–159.



## ПЕТРОХИМИЯ ПОРОД ДИАТРЕМЫ ЛУЧИН (РЕСПУБЛИКА БЕЛАРУСЬ)

Н. С. Горбачёв<sup>1</sup>, А. Г. Лапцевич<sup>2</sup>, А. В. Костюк<sup>1</sup>, А. Н. Некрасов<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Институт экспериментальной минералогии РАН, ул. Академика Осипяна 4,  
142432 Черногловка, Российская Федерация; gog@iem.ac.ru

<sup>2</sup> Филиал «Институт геологии» Государственного предприятия «НПЦ по геологии», ул. Академика Купревича 7,  
220141 Минск, Республика Беларусь

Карбонатиты представляют практический и научный интерес, так как с ними связаны месторождения апатита, магнетита, слюд, редких и редкоземельных элементов. В тоже время карбонатитовым расплавам отводится существенная роль в метасоматозе и плавлении верхней мантии. Как правило, карбонатиты встречаются в ассоциации со щелочными породами Na-ряда, гораздо реже – с обогащёнными K ( $Na/K < 1$ ) породами. К их числу относятся палеозойские эффузивные щелочные комплексы Беларуси, в ассоциации с которыми были выявлены уникальные кальцит-доломитовые образования, которые с определённой вероятностью относят к карбонатитам [1]. Так как породы претерпели интенсивные изменения, то диагностика карбонатитов затруднена. В работе приводятся результаты петрохимического изучения нескольких образцов эффузивов из диатремы Лучин, скв. 761, интервал глубин 150–239 м, среди которых возможно присутствуют карбонатиты. Полированные препараты образцов изучались и анализировались на электронном сканирующем микроскопе с детектором вторичных и отраженных электронов и энерго-дисперсионным спектрометром в ИЭМ РАН. Микроэлементы определялись методом ICP MS в ИПТМ РАН ФАНО г. Черногловка.

Породы характеризуются низким содержанием  $SiO_2$  (до 40 мас. %) и  $Na_2O + K_2O$  (до 4 мас. %),  $Al_2O_3$  – 5–6 мас. %. По содержанию (мас. %) CaO и MgO выделяется 2 группы пород: 1) обогащённые CaO; 2) обеднённые MgO (табл. 1).

Таблица 1 – Содержание петрогенных элементов (мас. %) в породах диатремы Лучин

Образец	Л-44	Л-41	Л-38	Л-8
Глубина, м	239	238	234	150
$SiO_2^*$	38,13	37,2	39,4	40,4
$TiO_2$	2,6	2,3	2,1	2,5
$Al_2O_3$	5,1	5,6	5,4	6,1
$Fe_2O_3$	17,5	16,5	18,6	18,3
MnO	0,28	0,27	0,2	0,22
CaO	20,2	9,5	3,8	22,2
$Na_2O$	0,31	0,18	0,36	0,37
$K_2O$	2,8	2,7	2,3	1,8
$P_2O_5^*$	0,77	0,6	0,55	0,84
$S_{общ}^*$	0,21	0,16	0,081	0,24

Примечание. Предварительные данные. Содержание  $SiO_2$  рассчитывалось добавлением к 100 мас. %.

Изучение образцов на микрозонде показало, что в каждом из образцов концентрация карбонатов не превышало 30 об. %. Наряду с типоморфными минералами карбонатитов – кальцитом, доломитом, слюдами, магнетитом, фосфатами и оксидами PЭ и PЗЭ, образцы содержат Орх, ОI, серпентин, амфибол. Эти предварительные данные не позволяют дать однозначный ответ о принадлежности образцов к карбонатитам.

В тоже время по содержанию PЭ и PЗЭ, тренду PЗЭ образцы сходны с карбонатитами плюмовой природы Балтийского щита и других районов мира (табл. 2, рис.).

В целом же минералогические и геохимические особенности изученных пород диатремы Лучин, их сходство с карбонатитами Фенноскандинавского щита и других районов мира свидетельствует об участии карбонатных расплавов в генезисе этих пород. Это сходство может быть связано с формированием мантийных карбонатитовых магм, карбонатит-содержащих магматических комплексов из обо-

гащённого в результате плюм-литосферного взаимодействия мантийного источника при сходном механизме формирования карбонатитовых магм. Формирование таких объектов в широком временном интервале свидетельствует о длительном существовании на территории Фенноскандинавского щита мантийных плюмов и перманентной активизации связанных с ними процессов магмообразования.

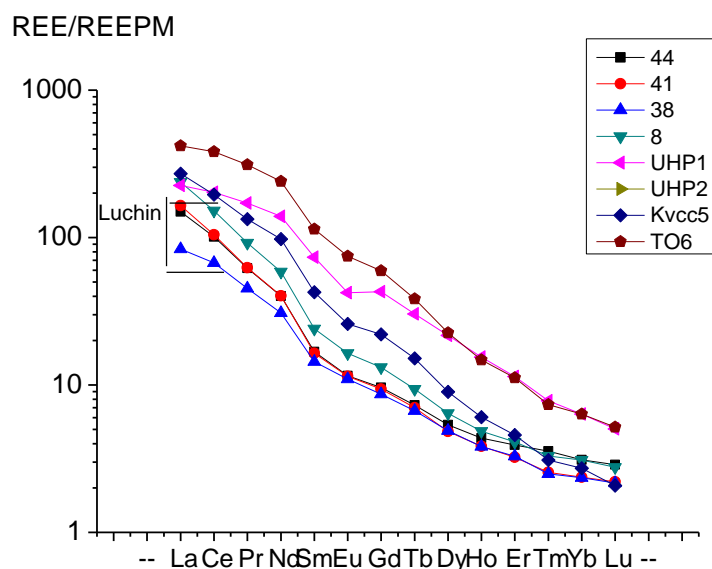


Рисунок – Распределение РЗЭ в породах диатремы Лучин (44-8), района Тромсе, Норвегия (UHP1,2), Балтийского щита, Россия (Kv – Ковдор), ТО – Тикше-Озеро.

Таблица 2 – Концентрации микроэлементов в породах диатремы Лучин

Оксид	5/44	4/41	2/38	1/8	Оксид	5/44	4/41	2/38	1/8
Глубина, м	239	238	234	150	Глубина, м	239	238	234	150
Li	55,1	144	150	134	Nb	121	104	104	136
Be	5,0	7,2	6,5	5,6	Mo	1,0	0,53	0,19	0,57
Rb	71,0	53,5	52,3	61,0	Ag	0,25	0,25	0,22	0,20
Sr	1142	719	661	1349	Cd	0,36	0,21	0,11	< ПО
Y	14,3	13,9	12,7	16,9	Sn*	2,2	1,7	1,6	2,2
Cs	0,84	0,81	0,69	0,79	Sb	0,49	0,58	0,13	0,49
Ba	1216	1138	962	476	Te	0,11	0,12	< ПО	0,12
La	97,1	107	54,1	154	Hf	4,9	3,7	3,4	4,7
Ce	169	175	113	255	Ta	7,6	6,5	6,6	8,2
Pr	15,7	15,9	11,5	23,4	W	1,3	1,9	0,43	1,4
Nd	50,2	50,3	38,5	73,3	Tl	0,17	0,29	0,22	0,076
Sm	6,8	6,7	5,8	9,8	Pb	15,4	14,0	7,6	5,9
Eu	1,8	1,8	1,7	2,5	Bi	0,055	0,049	0,023	0,074
Gd	5,2	5,1	4,7	7,2	Th	10,6	9,3	9,6	12,9
Tb	0,72	0,69	0,66	0,93	U	2,9	1,8	1,8	2,4
Dy	3,6	3,3	3,3	4,3	Sc	40,5	28,9	27,5	29,9
Ho	0,65	0,57	0,57	0,72	V	342	274	246	376
Er	1,7	1,4	1,4	1,8	Cr	691	592	607	348
Tm	0,24	0,17	0,17	0,22	Co	86,1	72,6	69,5	60,7
Yb	1,4	1,0	1,0	1,4	Ni	475	336	301	137
Lu	0,19	0,15	0,15	0,19	Cu	462	373	377	440
Zr	150	113	102	158	Zn	157	135	109	111

1. Михайлов Н. Д., Латцевич А. Г. Первые данные о проявлениях карбонатитов в комплексе палеозойских щелочных магматических пород Беларуси // Геохимия, петрология и генезис щелочных пород. Миасс: УрО РАН, 2006. С. 156–159.

## ЗНАЧЕНИЕ КОМПЛЕКСНЫХ ГЕОХИМИЧЕСКИХ И ПАЛИНОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ОТЛОЖЕНИЙ ГЛЯЦИОПЛЕЙСТОЦЕНА И ГОЛОЦЕНА БЕЛАРУСИ

Я. К. Еловичева

Белорусский государственный университет, географический факультет, пр. Независимости 4,  
220030 Минск, Республика Беларусь; yelovicheva@yandex.ru

Использование комплексных научных исследований весьма актуально для ведения фундаментальных и практических работ в целях более обоснованного решения ряда стратиграфических, палеогеографических, техногенных и корреляционных задач. С 1986 г. в Институте геохимии и геофизики НАН Беларуси (НПЦ по геологии) началось использование сопряжённого палинологического и геохимического анализов при изучении древнеозёрных гляциоплейстоценовых и голоценовых озёрных, болотных, речных и почвенных отложений из 65 разрезов на территории региона.

*Гляциоплейстоценовым разрезам* свойственно:

– чёткое проявление геохимических барьеров на границах крупных палеогеографических этапов: днепровское позднеледниковье / шкловское межледниковье, поозёрское позднеледниковье / голоцен (от холодных условий к тёплым); шкловское межледниковье / сожское раннеледниковье (от тёплых условий к холодным);

– граница межледниковье / оледенение чаще характеризуется повышенными концентрациям элементов по разрезу в виде самостоятельного «второго оптимума», являющегося в действительности геохимическим барьером;

– сходное суммарное высокое содержание и концентрация элементов в отложениях оптимумов межледниковий указывает на одинаковые условия формирования осадков и самостоятельность оптимумов;

– межоптимальные похолодания отличались накоплением микроэлементов в результате изменения гидродинамики водных потоков, предопределившим литологический состав отложений, перетолжение до- и четвертичных микрофоссилий; увеличение либо неравномерное содержание каолинита и гидрослюда как показателей умеренного климата;

– в днепровской и сожской моренах содержание микроэлементов увеличивается вверх по разрезу, что обусловлено, вероятно, гипергенными преобразованиями;

– непродолжительность термоксеротической фазы развития растительности раннего любанского оптимума шкловского межледниковья подтверждена отсутствием глинистых минералов и коротким воздействием на породообразующие минералы в условиях тёплого и сухого климата;

– лысогорский и черницкий оптимумы (термо- и гидротическая фазы растительности) шкловского межледниковья содержат повышенное количество каолинита в фазу граба, что характеризует существование тёплого и влажного климата.

– ассоциации глинистых минералов могут быть использованы для суждения о климатических переменах и в случае «немых» в отношении растительных остатков межледниковых толщ.

Разрезы донных отложений озёр *голоценового межледниковья* показали, что:

– к холодным стадияльным фазам поозерского позднеледниковья (DR-III) приурочены максимумы  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{K}_2\text{O}/\text{Na}_2\text{O}$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{SiO}_2$ , Eh, Cu, Cr, V, а также высокие значения  $\text{Fe}_2\text{O}/\text{Fe}_2\text{O}_3$  pas., pH, Eh,  $\text{P}_2\text{O}_5$ , Mn, Zr, Ti;

– атлантическому оптимуму голоцена свойственно увеличение количества почти всех микроэлементов, а для SB и SA – их повторные значительно меньшие максимумы;

– на протяжении похолодания AT-2 отмечается падение величин геохимических компонентов как отражение некоторое снижения теплообеспеченности;

Наиболее изученными оказались *разрезы погребённых почв* (гумусированные пески, супеси и суглинки, а также торф преимущественно пойменных фаций) поозёрского позднеледниковья и голоценового межледниковья. Имеющиеся данные обосновали следующие положения:

– нет единого разреза, который характеризовал бы непрерывный процесс почвообразования на протяжении голоцена, аналогичный озёрному;

– для всех изученных разрезов характерна большая сходимость границ палинокомплексов, геохимических этапов и генетических типов осадков, что уточняет стратиграфические и палеогеографические построения; разрешающая способность палинологического анализа даёт возможность более подробного расчленения толщи осадков в пределах одного генетического типа; нередко наоборот – разнофациальные слои содержат одинаковые спектры и объединены в единый палинокомплекс; несоответствие указанных границ может быть вызвано редким опробованием или проявлениями локального характера;

– атлантический оптимум голоцена приурочен к этапам повышения концентраций геохимических показателей;

– максимумы геохимических элементов погребенных гумусовых горизонтов в SA-2 и SA-3 оцениваются не как «вторые оптимумы», а как геохимические барьеры на уровне смены литологии осадков;

– в каждом из разрезов слой сохранившейся погребённой почвы формировался лишь в отдельный временной интервал голоцена, отражавший перерыв для формирования отложений, связанных с водооттоком (аллювиальных, эллювиальных, лессовидных, лёссовых), но собственно дневная почва (без водного грунтового питания, а только атмосферного) была всегда и формировалась под растительностью водоразделов (лесная, луговая почвы) или на пойме (центральной или притеррасной; пойменные и болотные фации). Пыльцевой дождь из древесной растительности характеризовал природную зону в целом при постоянном доминировании древесных пород, а кустарниковые, травянистые и споровые растения (разнос их пыльцы невелик) отражали локальный характер растительности места формирования погребённой почвы: *Ericaceae*, *Menyanthes trifoliata* – болото, *Pteridium*, *Polypodiaceae*, *Lycopodium* – лесной, набор луговых – луг, *Gramineae* – наличие распаханых земель, водноболотные, прибрежно-водные и болотные – пойма прирусловая, возможна и сукцессия ассоциаций «водные→земно-водные (прибрежно-водные)→болотные»;

– погребённая почва, формировавшаяся практически во все периоды голоцена, чаще всего приурочена к тёплым и влажным интервалам (совпадает с фазой ели);

– почвенные разрезы, обогащённые пылью древесных пород и споровыми, в своём большинстве отражают общие и региональные особенности состава спектров и характера растительного покрова по временным срезам голоцена, в меньшей – локальные (связаны с местом обитания – высокое содержание ели, в пойменном разрезе доминируют споровые в раннем голоцене, а в разрезе на высоком берегу – в позднем), так и стихийными природными явлениями (ураганы, пожары, намывы или смывы и т. д.), проявившимися в виде массового скопления минеральных и угольных частиц;

– проявление антропогенного фактора выражено на пыльцевых диаграммах в разной степени (увеличение роли трав; их рациональная кривая с SA-1 (2500 л. н.), что совпадает в регионе с переходом от этапа животноводства к земледелию; максимум NAP приходится на SA-2 (1 600–600 л. н.) и адекватен ценозу ели в условиях похолодания климата и увеличения влажности, что способствовало процессу интенсивного сокращения лесных массивов и расширения площадей открытых мест со значительной долей посевных площадей (пахотное земледелие) и пастбищ; только в почвенных слоях содержание трав в SA-3 имеет тенденцию к снижению (в озёрных – к увеличению). Антропогенный фактор фиксируется только в тех разрезах, которые непосредственно были расположены близ поселений или на площадях обработки полей, т. е., переноса пыльцы синантропической растительности практически не осуществлялось, она автохтонна (или распределялась недалеко).

– горизонт современной (дневной) почвы формировался с разных временных интервалов голоцена;

– геохимические барьеры отчётливы на границе позднеледниковье/голоцен, как отражение разных палеогеографических этапов;

– максимумы концентраций геохимических элементов не всегда отражают оптимальные условия накопления отложений, что контролировали палинологические данные;

– в поймах речных долин голоценовые разрезы погребённых почв, в отличие от озёрных и болотных, не захороняют полную летопись своего осадконакопления, не имеют единого разреза, а представлены небольшими слоями, накопившимися в разные временные интервалы голоцена;

– не все стратиграфические горизонты оказались полно охарактеризованными палинологически: весьма слабо – в PB, AT-2, нередко SB и SA, что скорее всего тесно связано с редким опробованием разрезов и особенностями условий педогенеза (сохраняется только часть слоёв в аллювиальных поч-

вах, а не весь разрез), в связи с чем расчленение почвенных толщ оказалось возможным в пределах подэтапов и этапов;

– торфяные почвы в большинстве случаев накопились в течение всего голоцена;

– педогеохимические барьеры наиболее информативны для палеогеографических и палеогеохимических реконструкций, свидетельствуют о сменах условий педогенеза и седиментогенеза. Наличие второго гумусового горизонта указывает на перестройку почвообразования в связи с трансформацией климата и растительных сообществ; геохимические показатели несут признаки как унаследованных, так и наложенных процессов; барьеры двойного действия часто отмечаются в разрезах, испытавших подтопление или заболачивания вследствие климатических или тектонических перемен.

*Механические барьеры*, приуроченные к песчаным толщам, указывают на субаквальные условия седиментогенеза. Характер зернистости материала и наличие различных видов слоистости характеризуют гидрологический режим водоёма (течение водного потока разных скоростей в русле, волнения вод на прирусловой отмели, следы потоков полководных вод на пойме, стояние вод с признаками застоя в старицах). По характеру слоистости в пойменных разрезах фиксируются признаки эолового перевевания речных отложений. Важными показателями выступают ассоциации терригенных минералов и ассоциации других химических элементов (последние могут дополнительно указывать на проявление неотектонических движений и их морфоструктуры). Терригенные минералы указывают на определённые питающие провинции и источники сноса, дальность и характер транспортировки водным потоком; гипергенные минералы – на диа- и эпигенетические условия и процессы литогенеза, подтоки глубинных вод и т. д.

*Техногеохимические барьеры* по своему положению часто свидетельствуют об условиях образования и погребения. Например, погребённые почвы в отвалах мелиоративных систем, в кюветах дорог, под брусвером окопов и т. д. – будучи в большинстве случаев связанными с процессами сорбции, уровни концентрации и ассоциации их химических элементов характеризуют вид техногенного влияния на ландшафты, генезис и характер ореолов рассеяния – первичного либо вторичного от источников загрязнения. Наличие радиоизотопов отмечает влияние глобального, регионального или локального загрязнения. По концентрации  $^{137}\text{Cs}$  судят о времени отложений и скорости осадконакопления.

Таким образом, комплексные палинологические и геохимические данные, взаимно дополняя друг друга, позволяют проводить надёжные палеолимнологические реконструкции озёрных, болотных и аллювиальных экосистем особенно в период воздействия антропогенного фактора, тем самым дополняя и детализируя наши представления об эволюции природной среды в условиях развития современной цивилизации. Геохимическая же информативность без наличия дополнительных материалов (палинологии,  $^{14}\text{C}$  и др.) пока только относительная, но с существенно детальной стратификацией слоёв, соответствующая изменению климата, что особенно важно для палинологически «немых» толщ.

УДК 550.4

## ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ПОИСКОВ ПОЛЕЗНЫХ ИСКОПАЕМЫХ РУДНО-ФЛЮОРИТОВЫХ ФОРМАЦИЙ

Э. Я. Жовинский, Н. О. Крюченко

Институт геохимии, минералогии и рудообразования НАН Украины, пр. Палладина 34,  
03680 Киев, Украина; zhovinsky@ukr.net

Литогеохимические методы поисков месторождений полезных ископаемых базируются на теоретических знаниях процессов выветривания, рассеяния, миграции и концентрации вещества. Рассматривая геохимические закономерности миграции продуктов выветривания в гиперсфере [1], К. И. Лукашёв и В. К. Лукашёв отмечали, что миграция и накопление продуктов выветривания являются грандиозным геохимическим процессом, выражающимся в разных формах переноса вещества, его рассеяния и концентрации в зависимости от закономерностей развития земной коры и её геосфер.

Моделирование таких сложных геохимических процессов, протекающих в разных физико-химических условиях среды (природных системах), а также определение основных форм миграции,

рассеяния и концентрации различных химических элементов, стало возможным, в последнее время, благодаря широкому использованию основных законов физической химии и термодинамики.

Особую роль сыграло такое моделирование при установлении ореолов рассеяния химических элементов и их соединений в поверхностных отложениях (в том числе, почвах) над рудопроявлениями и месторождениями различных полезных ископаемых с использованием имитационных и процессных моделей с взаимосогласованными термодинамическими параметрами [2]. Это показано нами на примере геохимии одного из активнейших элементов зоны гипергенеза – F, при поисках флюорита и других полезных ископаемых разных рудно-флюоритовых формаций на территории Украинского кристаллического щита и зон его обрамления [3].

Исследования показали, что наибольшая эффективность геохимических поисков возможна при использовании наложенных солевых ореолов (подвижных форм химических элементов). При поисках по наложенным ореолам F, необходимо учитывать, что с рудным телом наибольшую связь будет иметь только соединения, адсорбированные породой (поверхностными отложениями, почвой). Величина адсорбции будет наиболее чётко отражать его концентрацию в растворе, поступающем к дневной поверхности при диффузии, капиллярном подъеме и свободной фильтрации. Однако, в разных физико-химических условиях окружающей среды поисковое значение будут иметь только конкретные индикаторные соединения химических элементов.

Так, например, при поисках рудно-флюоритовых формаций в разных ландшафтно-геохимических условиях, индикатором будет выступать не суммарное содержание химического элемента, а его подвижные формы. Такие соединения F в поровом растворе почв находятся в прямой зависимости от климатических условий среды и гидрохимических и гидродинамических характеристик для данной территории. В первую очередь, это особенности вертикальной и горизонтальной гидрогеохимической зональности. Если горизонтальная гидрогеохимическая зональность определяется, в основном, климатическими условиями и физико-химическими особенностями поверхностных отложений (почв), то вертикальная зональность зависит от геолого-структурных особенностей территории и гидродинамики подземных вод, и, в первую очередь, от наличия зоны тектонического нарушения, в пределах которой может происходить максимальная разгрузка подземных вод глубинных гидрогеохимических зон. Таким образом, установление связи флюоритового оруденения с основными эпохами тектоно-магматической активизации с характерной для них геохимической специализацией, а также приуроченность оруденения к зонам тектонических нарушений, и особенно, к тектоническим узлам могут служить основными критериями при прогнозировании и поисках месторождений флюорита и других полезных ископаемых.

Так как миграция F в природных растворах осуществляется в виде  $F^-$  и его комплексных форм, устойчивость последних определяет закономерности распределения как F, так в других элементно-комплексобразователей в первичных и вторичных ореолах рассеяния [3].  $F^-$ , являясь сильным лигандом, может образовывать комплексы с элементами-комплексобразователями, которыми в природных водах являются Mg, Be, Al, Sc, Y, La, Ce, Zr, Nb, Ta, TR, что усиливает его миграционную, способность. Процесс комплексобразования ионов с  $F^-$  осложняется наличием  $OH^-$ , которые оказывают конкурирующее действие.

В системах  $Me^{n+}-H_2O-F^-$  устанавливается сложное равновесие. Изучено влияние  $OH^-$  на устойчивость монофторидных комплексов Al, Be, Fe, Ti, Zr методом потенциметрического измерения концентрации  $F^-$ . Установлено, что в интервале pH 4,5-9,5 при температуре +19 °C ни одно из рассмотренных соединений не разрушается полностью [4].

Изучение литохимических ореолов рассеяния F и других элементов в первичных и вторичных ореолах рассеяния различных рудопоявлений позволило выделить индикаторные элементы и установить их степень связи с F. Так, для ряда месторождений установлена высокая и весьма высокая корреляционная связь F с другими элементами: для апатитовых и фосфоритовых месторождений – F-P, что позволяет при поисках использовать коэффициент F/P; для бериллиевых и редкометальных месторождений – F-Be, F-Y, F-Li, F-Pb, F-Cs; для месторождений ртути – F-Hg; для рудопоявлений молибден-урановой формации – F-U, F-Mo; для редкоземельных месторождений – F-TR.

Если для большинства месторождений литохимические аномалии F носят локальный характер, то при оконтуривании массивов щелочных пород или метасоматически сильно измененных, а также пластовых рудных полей они образуют крупные площадные аномалии.

1. Лукашѐв К. И., Лукашѐв В. К. Геохимия зоны гипергенеза. Минск: Наука и техника. 1975. 424 с.
2. Жовинский Э. Я. Геохимия фтора в осадочных формациях юго-запада Восточно-Европейской платформы. Киев: Наукова думка, 1979. 200 с.
3. Жовинский Э. Я., Крюченко Н. О. Вторичные солевые ореолы и их значение при решении поисковых и экологических задач на территории Украины // Проблемы комплексного освоения георесурсов: Матер. Всероссийской науч. конф., 27–29 сент. 2011 г., Хабаровск. Хабаровск, 2011. Т. 2. С. 124–129.
4. Хализова В. А., Бебешко Г. И., Полупанова Л. И., Алексеева В. А. Изучение устойчивости фторидных комплексов некоторых металлов в условиях гидролиза с целью определения фтора в минеральном сырье сложного состава // Журн. аналит. химии. 1979. Т. 34, Вып. 3. С. 501–506.

УДК 550.4.07

## О ВОЗМОЖНОСТЯХ ЛОКАЛЬНОГО МОНИТОРИНГА ВЫДЕЛЕНИЙ МЕТАНА ИЗ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ОЗЁР

С. И. Зуй<sup>1</sup>, Б. П. Власов<sup>2</sup>, В. Н. Кузьмин<sup>2</sup>, А. М. Павлюченко<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Научно-практический центр НАН Беларуси по биоресурсам, ул. Академическая 27, 220072 Минск, Республика Беларусь; zoology@biobel.by

<sup>2</sup> Белорусский государственный университет, географический факультет, пр. Независимости 4, 220030 Минск, Республика Беларусь; vlasov@bsu.by

Возрастание концентраций парниковых газов в атмосфере Земли принято считать основной причиной глобального изменения климата. Диоксид углерода (CO<sub>2</sub>) и метан (CH<sub>4</sub>) несут ответственность более чем за половину общего вклада в антропогенный парниковый эффект. В этом аспекте особую актуальность приобретает проблема выявления как самих источников С, так и изучения углеродного цикла в целом. Из анализа многочисленных данных об изменениях в составе атмосферы Земли и оценок влияния парниковых газов на радиационный баланс планеты установлено, что основной вклад в него вносит CO<sub>2</sub>, а вторым по значимости является вклад CH<sub>4</sub>. Отсутствие баланса при оценках наблюдаемого обменного метанового цикла атмосфера-гидросфера-литосфера заставляет искать новые природные источники и процессы образования CH<sub>4</sub> [1] на суше и в океане.

При изучении природного углеродного цикла значительное внимание уделялось и уделяется источникам и стокам в Мировой океан, занимающий 70 % поверхности Земли [2]. Не меньшее внимание было уделено исследованиям на суше в её твёрдой части. Работ, посвящённых озёрным экосистемам, занимающим около 2 % площадей, имеется незначительное количество. При этом существуют регионы, где озёра могут составлять 10–20 % от общей площади, а озёрный газообмен становится важнейшим фактором углеродного цикла. В качестве примера можно привести западную часть Белорусского Поозерья, где водные ресурсы занимают значительные по охвату территории и являются структурообразующими элементами экосистемы региона в целом.

Цель настоящего исследования – предложить подходящий метод для поиска источников, измерения концентраций и мониторинга потоков метана с водной поверхности озёр и создать для этого необходимую конфигурацию оборудования.

Поиск подводных структур выделения метана и других углеводородов достаточно хорошо отработан геологами, занимающимися поисками месторождений нефти и газа. Месторождениям, скрытым в структурных ловушках, часто сопутствуют выделения газа через разрывные неоднородности горной среды. На поверхности выхода образуется конусообразная воронка с характерной для рыхлых отложений с окантовкой в виде бортика в верхней части структуры [3]. Эти воронки получили специальное название *пок маркеры* или *покмарки* (ПМ). ПМ могут иметь размеры от десятков сантиметров до сотен метров в диаметре и до десятков метров глубиной [4]. Покмарки выявлены в различных частях Мирового океана (в Северном, Норвежском, Баренцевом, Каспийском, Средиземном, Чёрном, Охотском морях, Мексиканском, Гвинейском заливах и т. д.) на глубинах от 5 м до 3 000 м и более. Они повсеместно обнаружены на дне Финского залива и тщательно изучались экспедициями ВСЕ-ГЕИ [5]. Покмарки открыты также и в арктических морях вдоль всего побережья Евразии [6, 7].

Как было выяснено, ПМ могут быть локализованы и в местах значительных по мощности донных отложений, богатых биологическими компонентами, и на обнажениях, приуроченных к разломам на морском дне. Только биогенными источниками обильное газовыделение многочисленными по-

кмарками объяснить невозможно. Для разумного объяснения к рассмотрению привлекают предположение о существовании потоков газов эндогенной природы, истекающих из геологических структур, включая и источники, возникающие при распаде по тем или иным причинам газовых гидратов [8].

Покмарки небольших размеров обнаружены на дне озёр Карелии, а также термокарстовых озёр Западной Сибири. Внешними признаками наличия ПМ может служить образования в виде газовых пузырей на поверхности озера. Пузыри особенно заметны в зимний период, когда накопление газа происходит в ледяных ловушках или в подлёдном пространстве. Освобождение из ловушки газа может сопровождаться факелом, что говорит об его углеводородной природе. Некоторые бесснежные канадские озера, когда они покрыты льдом, являются хорошим индикатором проявления газовой выделения. Явления газирования на водной поверхности, включая зимнее, наблюдались на некоторых северных озёрах Беларуси.

Внешние признаки газовой выделения в озёрах могут служить основанием для поисков покмарков. Для этого могут быть использованы сонары бокового обзора. В экспедициях ВСЕГЕИ использовался сонар CM2 (C-MAX Ltd.). Его характеристики позволяют сканировать дно на глубинах до 2.5 км и изменять зону охвата от 12.5 до 500 м. Конечный результат, создаваемый звуковыми волнами, отражёнными от поверхности дна, предстает в виде растрового изображения. На изображениях ПМ довольно легко выделяются, поскольку они похожи на свои изображения в оптическом диапазоне спектра. Сканирование дна сопровождается глубинным профилированием с помощью обычного эхолота и фиксацией места проведения съёмки GPS-приборами.

Структуру подземного строения ПМ озёрного происхождения и его связь с глубинными эманациями можно выявить с помощью непрерывного сейсмоакустического профилирования (НСП) высокого разрешения [5]. Например, как в [5], на основе сейсмического комплекса приборов MD DSS sonar system (Meridata Finland Ltd) и GEONT-HRP (ООО «Спектр-Геофизика») или известного SEAMAP 3D (MITCHAM INDUSTRIES, INC.). Основные частотные характеристики излучателей этих комплексов находятся в диапазоне свыше 1 КГц, что обеспечивает вертикальное пространственное разрешение 20 см и меньше.

Знание точного пространственного положения ПМ позволяет перейти к выявлению его активности и мониторингу динамики объёмов газовой выделения. При значительных объёмах выделения измерения производятся непрерывным образом. Поток газа из ограничивающих пространственный забор камер поступает непосредственно в газоанализатор и проводится измерение концентраций компонент. При малых объёмах перед измерениями производится накопление газа в накопителе или в закрытой камере. Через заданный промежуток времени производится пробоотбор, а измерение концентраций газовых компонент в пробе проводится отдельным процессом. В последнем случае значительный временной промежуток накопления позволяет разделить процессы пробоотбора и измерения. Подобные технологии успешно применяются при оценках выделения парниковых газов из болотных экосистем [9].

Измерительный комплекс на основе метода закрытых эмиссионных камер состоит из собственно камеры, которая служит накопителем выделяемых газов, и отдельного контрольно-измерительного блока. В рабочем состоянии камера и блок связаны друг с другом питающим электрокабелем и шлангами для откачки и возвращения газовых проб. В режиме накопления разъёмы камеры герметично перекрыты.

Камера-модуль представляет собой изготовленный из ПВХ герметичный параллелепипед, одно из оснований которого отсутствует, т. е. открыто для газообмена. В нашем случае отсутствующим (открытым) основанием камера устанавливается на плавающую по водной поверхности герметизирующую рамку, образуя замкнутую среду и отделяя определённый объём воздуха от атмосферы. Поступающий из воды газ накапливается в камере и по скорости изменения его концентрации оценивается поток с изучаемого участка. Камеры имеют форму в виде параллелепипеда ( $70 \times 70 \times 51$  см), в основании которого лежит квадрат. Объём  $V$  камеры составляет  $0,269 \text{ м}^3$ , а площадь  $S$  покрываемого открытым основанием участка  $0,49 \text{ м}^2$ . Высота камеры может наращиваться посредством соединения стандартных модулей.

Подключением электрокабеля обеспечивается работа двух вентиляторов со скоростью перемешивания 1 л/мин и температурных датчиков, закреплённых внутри и снаружи камеры. Рост концентрации газа в камере означает, что идёт выделение газа с водной поверхности, а спад – о поглощении. Зная площадь контакта камеры с водной поверхностью  $S$  и её внутренний воздушный объём  $V$ ,



по скорости изменения концентрации газа  $\Delta C/\Delta t$  в этом объёме, можно вычислить поток  $F$ , поступающий в камеру:  $F = \Delta C/\Delta t \times V/S$ .

Установившееся равновесное давление газа между водой и воздухом в закрытой камере останавливает процесс газообмена, искажая оценку потока. Для устранения этого недостатка в процесс измерения была введена процедура проветривания камеры, с периодичностью, зависящей от величины потока. Таким образом, время экспозиции одного измерения зависело от скорости потока (изменение концентрации в пределах  $20 \text{ млн}^{-1}$ ) и температуры внутри камеры (изменение в пределах  $30 \text{ }^\circ\text{C}$ ), но не превышало 1 часа.

Для измерений потока метана с водной поверхности используется портативный инфракрасный газоанализатор *Ultraportable Greenhouse Gas Analyzer* (Los Gatos Research, Inc.), расположенный в измерительном блоке. Данный газоанализатор предназначен для долговременного мониторинга уровня содержания метана и паров воды в атмосфере. Газоанализатор UGGA характеризуется следующими конструкционными особенностями: широким диапазоном измеряемых концентраций, широким диапазоном рабочих температур, компактностью, малым весом, низким энергопотреблением (менее 4 Вт), низким уровнем шума (менее  $1 \text{ млн}^{-1}$ ), возможностью коррекции показаний в реальном времени (с помощью встроенного сенсора температуры и давления в ячейке); возможностью проведения сервисного обслуживания оптики непосредственно оператором, отсутствием необходимости перекалибровки на базе производителя.

Для подачи воздушного потока в рабочую зону газоанализатора, расположенного вне камеры, используется непрерывно работающий насос, соединенный с воздушными шлангами из камеры. Чтобы обеспечить защиту газоанализатора от водяных капель, предусмотрен специальный фильтр.

Концентрация метана в объёме камеры измеряется с интервалом в 5 сек. Полученная информация о концентрации поступает в контроллер измерительного блока и записывается в его внутреннюю память. Одновременно на контроллер поступают данные с датчиков температуры, которые расположены как внутри, так и снаружи камеры.

Для случая режима накопления предусмотрен отбор газа в стандартные вакуумируемые колбы, которые могут быть подключены посредством специального автосемплера к стандартному газовому хроматографу (ГФ). Преимуществом использования ГХ является возможность одновременно определять концентрации сразу нескольких газов (например,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) в одном образце воздуха. В практическом случае образцы анализируются в лаборатории на газовом хроматографе (Хроматек Кристалл 5000), при этом используется электронный захватывающий детектор (ЭЗД) для анализа  $\text{N}_2\text{O}$  и  $\text{CO}_2$  и пламенный ионизационный детектор (ПИД) для  $\text{CH}_4$ .

В результате выполненных работ был предложен измерительный комплекс для определения потоков  $\text{CH}_4$  и  $\text{CO}_2$  из донных отложений озёр. Этот комплекс является последним звеном в системе мониторинга эндогенных и биогенных источников метана (покмарков) и оксида углерода. В ходе его апробации на оз. Нарочь определена оптимальная конфигурация технических и программных средств для эффективного сбора всей необходимой информации. В ходе тестирования комплекс показал надёжную работу без значительных в ходе исследований трудностей и неполадок. Данный измерительный комплекс можно рекомендовать для локального мониторинга потоков  $\text{CH}_4$  и  $\text{CO}_2$  с водной поверхности с целью изучения углеродного баланса озёр и водохранилищ.

1. *Lowe D. C.* A green source of surprise // *Nature*. 2006. Vol. 439. P. 148–149.

2. *Parparov A., Hambright K. D., Hakanson L., Ostapenia A.* Water quality quantification: basics and implementation // *Hydrobiologia*. 2006. Vol. 560. P. 227–237.

3. *King L.H., McLean B.* Pockmarks on the Scotian Shelf // *Geol. Soc. of Amer. Bull.* 1970. Vol. 81. P. 3141–3148.

4. *Hovland M.* Seabed Pockmarks and Seepages: Geological Ecological and Environmental Implication. Springer Netherlands, 1988. 336 p.

5. *Жамойда В. А., Рябчук Д. В., Спиридонов М. А.* и др. Геолого-геоморфологические условия формирования покмарков в восточной части Финского залива // *Региональная геология и металлогения*. 2013. № 54. P. 25–37.

6. *Малаховский Д. Б., Амантов А. В.* Геолого-геоморфологические аномалии на севере Европы // *Геоморфология*. 1991. № 1. С. 85–95.

7. *Юсупов В. А., Салюк А. Н., Карнаух В. Н.* и др. Обнаружение областей пузырьковой разгрузки метана на шельфе моря Лаптевых в Восточной Арктике // *Докл. РАН*. 2010. Т. 430, № 1 С. 5–10.

8. *Геодекян А. А., Троцюк В. Я., Авилон В. Я.* и др. Углеводородные газы в водах Балтийского моря // *Океанология*. 1979. Т. 19, № 4. С. 638–643

9. *Livingston G. P., Hutchinson G. L.* Enclosure-based measurement of trace gas exchange: Applications and sources of error // *Biogenic trace gases: Measuring emissions from soil and water*. Oxford: Blackwell Science Ltd, 1995. P. 14–51.

**БИОГЕННОЕ ЗОЛОТО ИЗ КОР ВЫВЕТРИВАНИЯ И РОССЫПЕЙ САЛАИРА****Ю. А. Калинин<sup>1,2</sup>, Н. А. Бакшеев<sup>3</sup>, С. М. Жмодик<sup>1</sup>, Л. М. Житова<sup>1,2</sup>**<sup>1</sup> Институт геологии и минералогии СО РАН, пр. Академика Коптюга 3,  
630090 Новосибирск, Российская Федерация; Yuri.A.Kalinin@mail.ru<sup>2</sup> Новосибирский государственный университет, геолого-геофизический факультет, ул. Пирогова 2,  
630090 Новосибирск, Российская Федерация<sup>3</sup> Сибирский научно-исследовательский институт геологии, геофизики и минерального сырья, Красный проспект 67,  
630091 Новосибирск, Российская Федерация; geology@sniiggims.ru

Обобщая свой опыт по изучению зоны гипергенеза, К. И. Лукашёв подчеркивал, что при формировании коры выветривания «в качестве важнейшего фактора миграции и концентрации веществ, наряду со свободным O, углекислотой и водой, выступают процессы жизнедеятельности организмов и коллоидные явления. Всё это в совокупности обуславливает грандиозный динамический процесс разрушения и обмена веществ, аккумуляции и создания новых характерных для биосферы минеральных и органо-минеральных тел» [14]. В последние годы оформилась новая наука – биоминералогия, изучающая процессы минералообразования с участием организмов. В этой связи получение новых данных о свойствах минералов, хотя бы на некоторое время включавшихся в биологические циклы, весьма перспективно.

Самородное Au, образованное при участии микроорганизмов, бактерий и продуктов их метаболизма получило название биогенного [15]. Экспериментальными работами показана возможность перекристаллизации Au определёнными видами бактерий [16, 17], внутриклеточного зарождения нового Au бактериями и дрожжами [10–11, 22–23], аккумуляции и кристаллизации Au микромицетами [12]. Эксперименты с современными видами цианобактерий показали, что они эффективно осаждают Au в виде частиц сферической формы. Полученные в эксперименте сферические частицы нового биогенного Au с высокой долей вероятности имеют и природные аналоги. Описаны эллипсоидные частицы самородного Au, сгруппированные в цепочки, характерные для бактерий, присоединяющихся к твёрдому субстрату. Биогенная природа новообразований Au хорошо подтверждается находками полных псевдоморфоз по микроскопическим водорослям и бактериям [1, 2], псевдоморфоз по почкующимся почвенным бактериям, встреченным не только в корях выветривания, но и в россыпях.

Нами установлено, что в эксплуатирующихся золотоносных россыпях Салаирского кряжа в позднеэоценовых песчанисто-щебнисто-глинистых отложениях присутствуют многочисленные железо-фосфатно-карбонатные и карбонатные конкреции и оолиты, несущие следы биоморфного преобразования, предполагающего как непосредственное участие микроорганизмов в минералообразовании, так и их последующее замещение. Их тесные сростания с Au, а также особенности морфологии и состава самих золотин из россыпей и глинистой коры выветривания, наличие бактериоморфных форм Au в ископаемых костях животных из этих отложений свидетельствуют о биогенном перераспределении минерального вещества в геологической истории региона. Кроме того, к границе двух пачек (песчанистой и глинистой) нередко приурочены многочисленные горизонты палеопочв-торфов, в которых присутствуют конкреции, сложенные карбонатными оолитами от кальцита до сидерита, сформированные бактериями с остатками микроорганизмов (фораминиферы, остракоды) [4]. Такие же оолиты были обнаружены на окатанных золотинках из нижней щебёночно-глинистой пачки на р. Листвянка в Салаирском кряже. В их составе фиксируются химические элементы, характерные для живых организмов: Ca, Si, Fe, Mg, P, Mn, Al, K.

Для всей территории Салаирского кряжа характерно широкое развитие кор выветривания мощностью до десятков метров, вдоль зон глубинных разломов – до 100–150 м. Вдоль этих зон развиваются мощные металлоносные коры выветривания линейного типа [8]. В подошве перекрывающих их четвертичных отложений часто наблюдаются железо-марганцевые конкреции, содержащие аномальные концентрации Fe, Mn, Si, Ca, Al, Au, Ag, Ba, Pb, Zn, Cu, As, Mo, Bi и меньше Ni, Cr, Co, V, Cd, Se, Te. По своей сути, эти Fe-Mn образования представляют собой реликты кирасы латеритного профиля выветривания, несущей все минералого-геохимические черты подстилающего оруденения [6]. У части из них отчётливо просматриваются включения размерами до 10 мкм в виде сферических гранул, палочек и их комбинаций, схожих по морфологии с бактериями коккоидной формы [3, 7, 20].

В этих же золотоносных песчанисто-щебнисто-глинистых отложениях в долине р. Листвянка на Салаире отмечается большое скопление остатков костей, скелетов мамонтов, носорогов и др. крупных животных, а также подрубленных стволов и пней деревьев, имеющих возраст 10–13 тыс. лет [19]. Можно предположить, что подобные скопления связаны с какими-то катастрофическими событиями, возможно, локального уровня, например, трансгрессиями. Перекрывающая их глинистая пачка содержит два типа «конкреций», представленных скелетами колоний мшанок – железо-фосфатные (трубчатого строения) и карбонатные (массивного и каркасного строения), находящиеся нередко совместно. Характерно, что в позднеплейстоценовых отложениях над погребенными рудными зонами в окаменевших бактериальных матах и скелетах колоний мшанок фиксируются аномальные концентрации Fe, Pb, Cu, Zn, Mo, Se, Au, Ag, As и др. Тот же набор элементов был установлен с помощью РФА в ископаемых костях бизона из золотоносного горизонта того же возраста. В полированных шлифах из кости нижней челюсти бизона были обнаружены скопления марказита размером, до 10 мкм, с формой в виде кренделя (бактерии *Delftia acidovorans*?) и в виде запятой, характерной для бактерий вибрионов (*Cupriavidus metallidurans*?) [13]. Кроме того, в зальбандах микротрещин, залеченных в центральной части Fe-фосфатами, наблюдаются колломорфные формы марказита шириной около микрона, сформированные, судя по морфологии, бактериями. В этом же горизонте на поверхности некоторых микросамородков железистой платины отмечаются нарастания более позднего гипергенного Au.

Присутствие бактериального Au в россыпях Салаирского кряжа устанавливается по наличию бактериальных форм на поверхности некоторых золотин и реликтовых форм бактерий, состоящих из Au. Так, в шлихах богатых Au, из максимально продуктивных участков золотоносных россыпей, приуроченных к местам развития выветрелых кварц-альбит-серицит-анкеритовых метасоматитов, обнаружены золотые сфероиды, с просматриваемыми на поверхности структурами бактериальных форм, близких по сложению формам, полученным экспериментально [13]. Внутри одной из золотин, с пробностью Au 900 ‰, диаметром около 4 мм, с помощью электронного микроскопа обнаружено скопление мелких частиц высокопробного Au (>960 ‰) размером первые мкм и редкоземельного фосфата (?). Последний минерал совместно с карбонатами слагает трубчатые железо-фосфатные скелеты колоний мшанок [4, 5], что свидетельствует об образовании Au с участием микроорганизмов. Внутри некоторых золотых сфероидов с пробностью в среднем 850 ‰, часто отмечаются пустоты нитевидной формы, в сечении около 3–10 мкм. По внешнему виду они близки нитчатым формам бактерий [3, 7, 13], внутри которых наблюдается мелкое Au. Ранее мы уже показывали результаты, доказывающие активное поглощение Au микроорганизмами, в т. ч. свидетельства участия бактерий (*Ralstonia metallidurans*) в формировании своеобразной изъеденной поверхности золотин, которая отнесена к типу «бактериоморфной». Кроме того, на поверхности «гвинейских» золотых сфероидов методом СЭМ обнаружены участки, обогащенные C и N, а, по данным КР-спектроскопии, на их поверхности фиксируются органические соединения: серин, аланин, глицин [6].

Тот факт, что процессы гипергенного перераспределения благородных металлов происходят в «обычных» приповерхностных условиях, свидетельствует о появлении (нарастание) Au на окисленных медной и хромовой проволочках, обнаруживаемых при повторной переработке старых россыпей Салаира. И хотя подобные примеры давно известны и описаны в достаточной степени в литературе [18 и др.], каждая новая находка вызывает интерес исследователей, реанимируя извечный вопрос – растёт ли Au в россыпях? Накапливающийся объём информации свидетельствует о далеко не инертном поведении Au в гипергенной зоне [6, 9, 21] и о явно недоучтенной роли при этом микроорганизмов.

Выполнено при частичной поддержке РФФИ (гранты 15-05-06950, 16-05-00353).

1. Амосов Р. А., Васин С. Л. Золотые микрофоссилии // Руды и металлы. 1993. № 3. С. 101–107.
2. Амосов Р. А., Васин С. Л., Щегольков Ю. В. и др. О первой находке полных прсевдоморфоз самородного золота по диатомовым водорослям // Докл. РАН. 1996. № 4. С. 509–514.
3. Бактериальная палеонтология / Ред. А. Ю. Розанов. М: ПИН РАН. 2002. 188 с.
4. Бакшеев Н. А., Будников И. В., Михаревич М. В. и др. Особенности формирования позднеплейстоценовых отложений Еловского участка (Салаирский кряж). // Геология и минерально-сырьевые ресурсы Сибири. 2013. №3. С. 68–75.
5. Бакшеев Н. А. О природе карбонатных конкреций, и не только, из позднеплейстоценовых отложений юга Западной Сибири и Казахстана // Матер. Международ. конф. «Геология, минерагения и перспективы развития минерально-сырьевых ресурсов Республики Казахстан». Алматы: ИГН, 2015. С. 42–48.
6. Жмодик С. М., Калинин Ю. А., Росляков Н. А. и др. Наночастицы благородных металлов в зоне гипергенеза // Геология рудных месторождений. 2012. Т. 54, №2. С. 168–183.
7. Ископаемые бактерии и другие микроорганизмы в земных породах и астроматериалах / М. М. Астафьева, Л. М. Герасименко, А. Р. Гептнер и др. М.: ПИН РАН. 2011. 172 с.

8. Калинин Ю. А., Росляков Н. А., Прудников С. Г. Золотоносные коры выветривания Сибири. Новосибирск: Акад. изд-во «Гео», 2006. 339 с.
9. Калинин Ю. А., Ковалёв К. Р., Наумов Е. А. и др. Золото коры выветривания Суздальского месторождения (Казахстан) // Геология и геофизика. 2009. Т. 50, № 3. С. 241–257.
10. Коробушкина Е. Д., Бирюзова В. И., Коробушкин И. М. и др. Зарождение кристаллов золота в клетках дрожжей и его аккумуляция // Докл. АН СССР. 1989. Т. 304, № 2. С. 431–433.
11. Коробушкина Е. Д., Коробушкин И. М. Взаимодействие золота с бактериями и образование «нового» золота // Докл. АН СССР. 1986. Т. 287, № 4. С. 978–980.
12. Куимова Н. Г., Жилин О. В. Биогенная кристаллизация ионного золота микромицетами // Докл. РАН. 2002. Т. 386, № 6. С. 809–812.
13. Куимова Н. Г., Моисеенко В. Г. Биогенная минерализация золота в природе и эксперименте // Литосфера. 2006. № 3, С. 83–95.
14. Лукашёв К. И. Основы литологии и геохимии коры выветривания. Мн.: Изд-во АН БССР, 1958. 470 с.
15. Маракушев С. А., Ковалевская А. А., Сафронов П. П. Бактериальная перекристаллизация золота // Докл. АН СССР. 1989. Т. 308, № 2. С. 482–485.
16. Маракушев С. А. Геомикробиология и биохимия золота. М.: Наука, 1991. 109 с.
17. Моисеенко В. Г., Маракушев С. А. Бактериальное концентрирование, укрупнение и «облагораживание» золота в зоне окисления золоторудных месторождений, корях выветривания и россыпях. Благовещенск: АКННИИ ДВО АН СССР, 1987. 44 с.
18. Петровская Н. В. Самородное золото. М.: Наука, 1973. 345 с.
19. Русанов Г. Г., Орлова Л. А. Радиоуглеродные датировки (СОАН) Горного Алтая и Предальтайской равнины. Каталог. Бийск: ФГБОУ ВПО «АГАО», 2013. 291 с.
20. Школьник Э. Л., Жегалло Е. А., Батурин Г. Н. и др. Исследование марганцевой и железомарганцевой минерализации в разных природных обстановках методами сканирующей электронной микроскопии // Ред. Г. Н. Батурин. М.: Эслан, 2012. 472 с.
21. Freyssinet P., Butt C. R. M., Zeegers H. The distribution of gold in lateritic Weathering profiles: a comparison between West Africa and Western Australia // 8<sup>th</sup> IAGOD Symp. In conjunct, with Int. Conf. Miner. Deposits Model. Progr. with Abstr. Ottawa, 1990. P. 102–103.
22. Reith F., Rogers S. L., McPhail D. C., Webb D. Biomineralization of Gold: Biofilms on Bacterioform Gold // Science. 2006. Vol. 313. P. 233–236.
23. Reith F., Stewart L., Wakelin S. A. Supergene gold mineralization: Secondary and nano-particulate gold from southern New Zealand // Chemical Geology. 2012. Vol. 320–321. P. 32–45.

УДК 550.4

## **ГИДРОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ПОИСКИ ФЛЮОРИТОВЫХ РУДОПРОЯВЛЕНИЙ (НА ПРИМЕРЕ БАХТИНСКОГО РУДНОГО ПОЛЯ)**

**Н. О. Крюченко, Э. Я. Жовинский**

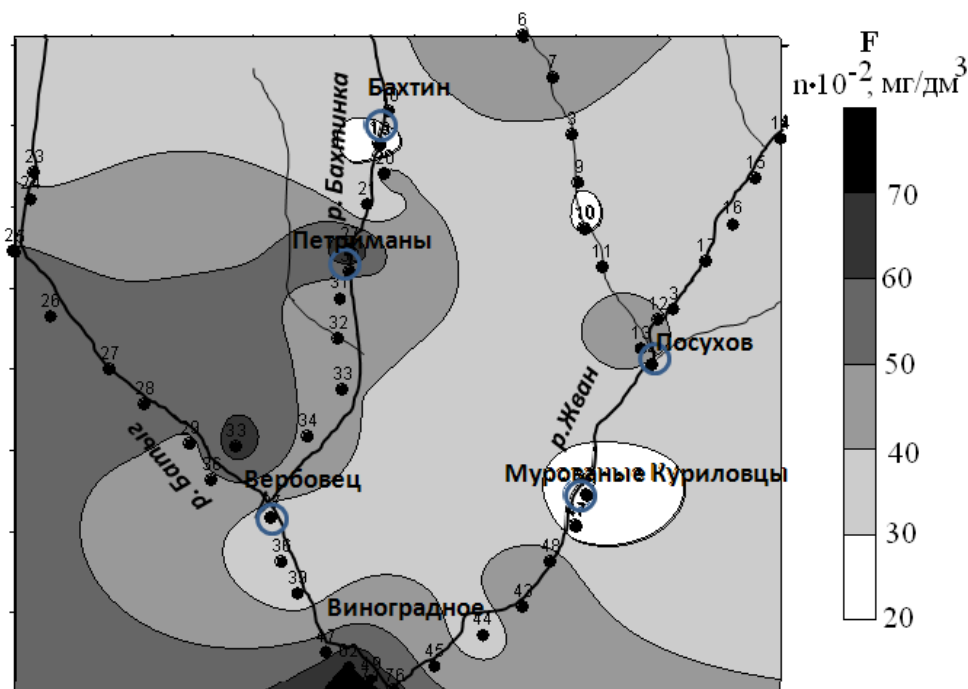
Институт геохимии, минералогии и рудообразования НАН Украины, пр. Палладина 34,  
03680 Киев, Украина; nataliya-kryuchenko@mail.ru

В своих монографиях К. И. Лукашёв большое внимание уделял геохимии природных вод [1]. Им изучался химический состав рек БССР с целью выявления источников их загрязнения, в результате чего были выявлены отдельные микроэлементы (Br, J, Sr), которые не только характеризуют природный фон региона, но могут иметь и поисковое значение.

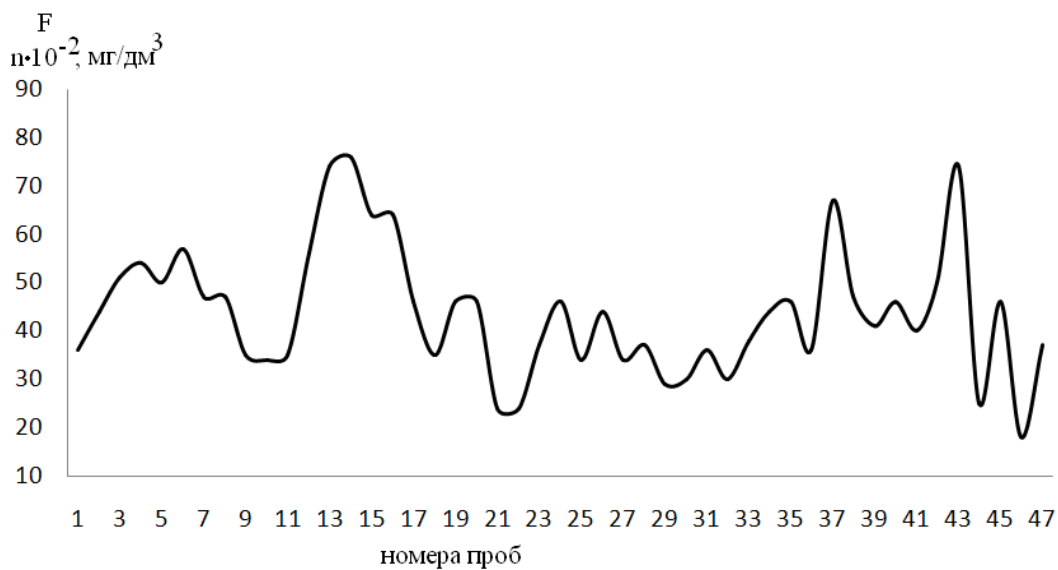
Наша работа посвящена выявлению флюоритовых рудопроявлений на территории Бахтинского рудного поля на основе гидрогеохимических исследований.

Бахтинское рудное поле расположено на юго-западной окраине Восточно-Европейской платформы и по повышенным содержаниям F в осадочно-вулканогенных формациях выделяется как фтороносная геохимическая провинция, для которой характерна флюоритовая минерализация. Бахтинское месторождение было открыто Э. Я. Жовинским при проведении геологосъёмочных работ в 1962 г. [2]. Рудопроявление приурочено к ольчедаевским и ямпольским полевошпат-кварцевым песчаникам, в которых оно образует цемент замещения и прожилки. Жильные выделения флюорита развиты не только в осадочных отложениях, но и в породах кристаллического фундамента. Флюорит локализуется в ольчедаевских песчаниках и образует две рудные залежи (верхнюю и нижнюю) пластообразной формы, состоящие из разобленных линзовидных тел на площади 700 × 1 200 м, глубина залегания – 21,3–118,5 м. Суммарная мощность флюоритсодержащих песчаников изменяется от 0,4 до

4,7 м, а содержание флюорита в них колеблется от 5 до 48,9 %. Флюорит в песчаниках – типичный эпигенетический минерал, замещающий цемент, частично кварц и полевые шпаты.



а



б

Рисунок – Схема гидрофторометрического опробования участка Бахтынского рудного поля (а), график содержания F в речной воде (б)

В настоящее время Бахтынское месторождение не разрабатывается, однако на данной территории выявлен целый ряд рудопроявлений. Наиболее крупные рудопроявления находятся в районе сел Бахтин, Новоселки, Посухов, Перекоринцы, Виноградов (Сказинцы). Их исследования позволят нарастить прогнозные запасы флюорита и создать благоприятные экономические условия разработки месторождений на этой территории. Выявление новых рудопроявлений и оконтуривание рудных полей возможно при широком использовании гидрогеохимического метода, в частности, фторометрического. Как показали результаты предыдущих исследований [1], метод эффективен при опробовании

поверхностных вод, в том числе речных, учитывая возможность выщелачивания F прибрежных участков, где расположены рудопроявления флюорита, и поверхностные отложения обогащены F.

Реки изучаемой площади относятся к бассейну р. Днестр. Характеризуя химический состав воды рек необходимо отметить некоторые параметры (среднее содержание? мг/дм<sup>3</sup>): HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> – 140–220, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> – 15–30, Cl<sup>-</sup> – 30–60, Ca<sup>2+</sup> – 55–65, Mg<sup>2+</sup> – 10–15, Na<sup>+</sup> – 10–40; pH 7,4–7,7. Значительное влияние на концентрацию F в водах оказывает минерализация воды, её химический состав и температура. Особую роль при этом играет Ca<sup>2+</sup>, увеличение содержания которого значительно снижает содержание F в воде. Повышение же температуры способствует растворимости фторсодержащих минералов и переходу F в раствор. Поэтому, гидрогеохимическое опробование проводилось в летнее время, при температуре воздуха более 30 °С, по долинам рр. Батыг, Бахтинка, Жван с интервалом опробования 1 км (рис. а). Результаты определения F в водах рек представлены на графике (рис. б).

Среднее содержание F в водах изучаемых рек составляет 0,4 мг/дм<sup>3</sup>, аномальные поля (0,5–0,8 мг/дм<sup>3</sup>) являются перспективными для поисков рудопроявлений и месторождений «ольчедаевского типа». К ним отнесены территории вблизи населенных пунктов – Вербовец, Посухов, Виноградное, Петриманы. Более мелкие локальные аномалии представляют интерес для постановки поисковых работ на флюорит жильного типа.

На участках выявленных гидрогеохимических аномалий целесообразна постановка литогеохимических поисков по подвижным соединениям F, в данных условиях – F<sup>-</sup>, с использованием ион-селективного метода его определения.

1. Лукашѐв К. И., Лукашѐв В. К. Геохимия зоны гипергенеза. Мн.: Наука и техника. 1975. 424 с.
2. Жовинский Э. Я. Фторометрические методы поисков. Киев: Наукова думка, 1985. 164 с.

УДК 550.42 (476)

## **ВЛИЯНИЕ РАЗЛОМОВ НА КОНЦЕНТРАЦИЮ РАДОНА В ПОРОВОМ ВОЗДУХЕ ПОКРОВНЫХ ОТЛОЖЕНИЙ БЕЛАРУСИ**

**А. В. Матвеев**

Институт природопользования НАН Беларуси, ул. Ф. Скорины 10,  
220114 Минск, Республика Беларусь; matveyev@ecology.basnet.by

В настоящее время доказано, что облучение от Rn и дочерних продуктов его распада составляет не менее половины дозы, получаемой среднестатистическим жителем Земли от всех источников ионизирующего облучения [1, 2]. Этим в первую очередь объясняется существенное внимание, которое уделяется изучению распределения этого газа в жилых и рабочих помещениях, геологических комплексах практически во всех развитых странах мира. Выполненными работами установлено, что от 40 % до 70 % поступлений Rn в здания и сооружения определяются отложениями и породами в основании этих строений [3–6].

Поэтому при постановке исследований по радоновой тематике в 2013–2015 гг. в Институте природопользования НАН Беларуси (задание 1.6.7 «Разработать и внедрить схему районирования территории Беларуси по распределению радоновых аномалий ...» ГНТП «Разработка и освоение инновационных технологий рационального использования природных ресурсов и повышения качества окружающей среды») основное внимание уделялось оценке распределения объёмной активности Rn (ОАР) в поровом воздухе покровных отложений. Полученные результаты позволили установить, что наибольшие величины ОАР приурочены к зонам разрывных нарушений, особенно проявлявшим активность в плейстоценовое и голоценовое время. Этот вывод опирается на материалы проведённых измерений по 14 профилям, пересекающим разломы разного ранга в различных районах Беларуси. Оценка степени активности структур осуществлялась по особенностям строения четвертичной толщи, рельефа земной поверхности, распространению гляциодислокаций, геохимических аномалий, повышенных градиентов скоростей вертикальных движений земной коры, проявлению горизонтальных движений и т. д.

Измерения проводились по методике, опубликованной в [7, 8]. По этой методике определялись общее значение ОАР ( $Rn$  суммарный), радонопродуцирующий потенциал собственно покровных отложений ( $Rn$  грунтовый), а также доля газа, поступающего из более глубоких горизонтов.

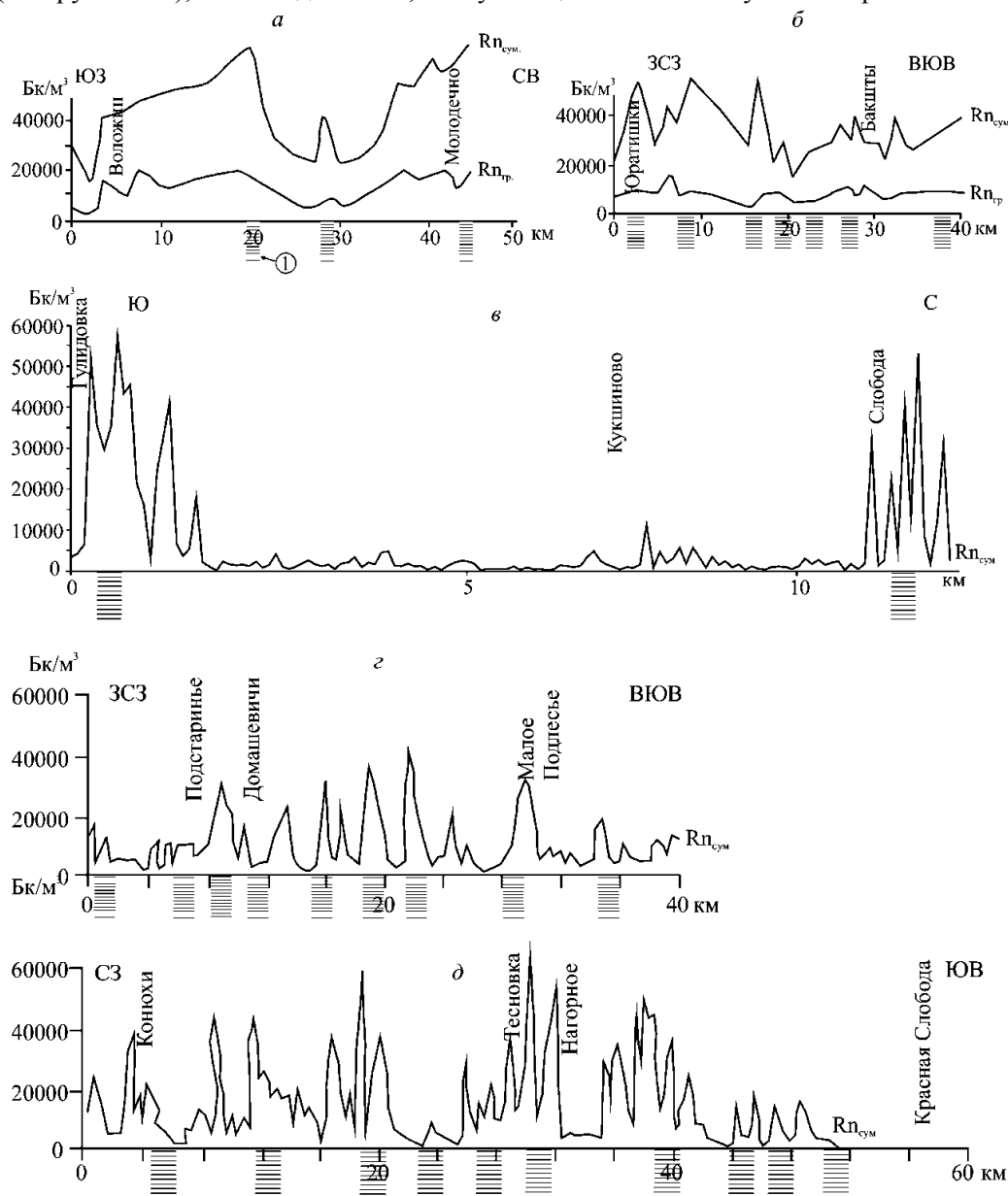


Рисунок – Графики распределения  $Rn$  в приповерхностном слое отложений по профилям а – Воложин – Молодечно, б – Юратишки – Бакшты (Ивьевский р-н), в – Гулидовка – Слобода (Горецкий р-н), г – Подстарины – Малое Подлесье (Барановичский, Ляховичский р-ны), д. Конюхи – Красная Слобода (Ляховичский, Солигорский р-ны); концентрации радона  $Rn_{гр}$ . (грунтового),  $Rn_{сум}$ . (суммарного); 1 – зоны разломов

Результаты измерений по профилям, которые частично иллюстрируются рисунком, позволили сделать следующие выводы. В зонах активных разрывных нарушений в поровом воздухе покровных отложений ОАР до 2–5 раз (единично более) превышает фоновые значения на прилегающих площадях и составляет до 20 000–72 000 Бк/м<sup>3</sup> (единично более). Из этой величины на газ, образующийся непосредственно в грунтах, в зонах разломов приходится от 10 % до 50 % (в среднем 25 %), на глубинную составляющую – 50–90 % (в среднем 75 %). Вне зон активных линейных нарушений эти показатели соответственно варьируют в интервалах 20–70 % (в среднем 55 %) и 30–80 % (в среднем 45 %). Сформированные в зонах дизъюнктивных нарушений аномалии ОАР нередко имеют сложную структуру (чередование на небольших расстояниях максимальных и близких к фоновым значений), что соответствует строению разломных зон, в ряде случаев состоящих из чешуй, по плоскостям раз-

дела которых и происходило смещение горных пород [9]. Из-за наклона этих плоскостей иногда радоновые аномалии оказываются несколько смещёнными по отношению к линии разломов на карте.

С учётом нормативов Инспекции Госатомнадзора Российской Федерации [10] по оценке радоноопасности грунтов (радоноопасными считаются отложения с ОАР более 50 000 Бк/м<sup>3</sup>, относительно радоноопасными – 10 000–50 000 Бк/м<sup>3</sup> и радонобезопасными – менее 10 000 Бк/м<sup>3</sup>), аномалии, выявленные на территории Беларуси в зонах разломов, относятся к категориям относительно радоноопасных и радоноопасных. При этом установлено, что ширина аномальных зон в зависимости от ранга разломов (локальный, региональный, суперрегиональный) варьирует в интервале от первых сотен метров до 3 км, а величина ОАР зависит от времени активизации структур, достигая максимальных значений при проявлении геодинамических процессов в голоцене.

1. Публикация 115 МКРЗ. Риск возникновения рака легкого при облучении радоном и продуктами его распада. М., 2013. 92 с.
2. Публикация 50 МКРЗ. Риск заболевания раком легких от воздействия дочерних продуктов распада радона в помещениях. М., 1992. 105 с.
3. *Dubois G.* An overview of radon surveys in Europe. Luxembourg, 2005. 168 p.
4. *Жуковский М. В., Ярмошенко И. В.* Радон: измерения, дозы, оценка риска. Екатеринбург: Институт промышленной экологии УрО РАН, 1997. 231 с.
5. *Котов И. Л.* Основные проблемы радоновой безопасности. Киев, 2005. 351 с.
6. *Яковлева, В. С.* Методы измерения плотности потока радона и торона с поверхности пористых материалов. Томск: ТПУ, 2011. 174 с.
7. *Автушко М. И., Матвеев А. В., Нечипоренко Л. А.* Проявление линейных нарушений в концентрациях радона в покровных отложениях на территории Воложинского грабена // Докл. АН Беларуси. 1996. Т. 40, № 6. С. 92–94.
8. *Автушко М. И., Матвеев А. В.* Концентрация радона в приповерхностных грунтах на территории Солигорского геодинамического полигона (Беларусь) // Літасфера. 2010. № 2 (33). С. 98–105.
9. Разломы земной коры Беларуси / под ред. Р. Е. Айзберга. Мн.: Красико-Принт, 2007. 372 с.
10. Реализация федеральной программы «Радон» в 1997 г. Анализ достоверности проведенных измерений. Оценка радоноопасности территории / Н. А. Манаков [и др.] // АНРИ. 1998. № 4. С. 8–18.

УДК 551.464.6.02; 551.735.1 (476-14)

## УСЛОВИЯ ФОРМИРОВАНИЯ ВИЗЕЙСКИХ ОТЛОЖЕНИЙ НА ЮГО-ЗАПАДЕ БЕЛАРУСИ ПО ИЗОТОПНЫМ ДАННЫМ

А. А. Махнач<sup>1</sup>, Б. Г. Покровский<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Филиал «Институт геологии» Государственного предприятия «НПЦ по геологии», ул. Академика Купревича 7, 220141 Минск, Республика Беларусь; amahnach@geology.org.by

<sup>2</sup> Геологический институт РАН, Пыжевский пер. 7, 119017 Москва, Российская Федерация; pokrov@ginras.ru

Изученность каменноугольных отложений Беларуси методом стабильных изотопов очень слабая. Она ограничивается немногочисленными определениями изотопного состава карбонатных О и С в породах бобриковского и тульского горизонтов визейского яруса нижнего карбона в Припятском прогибе [1, 6]. Настоящее сообщение пополняет базу изотопных данных десятью цифрами  $\delta^{18}\text{O}$  и  $\delta^{13}\text{C}$ , полученными в карбонатном веществе отложений визейского яруса на крайнем юго-западе Беларуси в пределах Вольнской моноклинали Вольно-Подольской впадины (скв. Комаровка 91 з/10).

Палеонтологические и стратиграфические сведения о разрезе, а также данные о концентрации и типе органического вещества в породах, использованные нами, почерпнуты из работы Д. П. Плакса и др. [5]. Анализ карбонатности методом В. Н. Щербины выполнен И. Н. Тетеревой в Институте геологии ГП «НПЦ по геологии» (Минск). Изотопные определения О и С в карбонатном материале сделаны Б. Г. Покровским с помощью масс-спектрометра Delta V Advanced и установки Gas-Bench-I в лаборатории изотопной геохимии и геохронологии Геологического института РАН (Москва). Изотопные отношения приводятся относительно следующих стандартов:  $\delta^{18}\text{O}$  – SMOW,  $\delta^{13}\text{C}$  – PDB. Точность (воспроизводимость) определений  $\delta^{18}\text{O}$  и  $\delta^{13}\text{C}$  находится в пределах  $\pm 0,2\%$ .

Визейские отложения, представленные михайловским горизонтом, вскрыты скв. Комаровка 91 з/10 на глубине 319,4 м, имеют мощность 20,4 м, перекрываются породами оксфордского яруса верхней юры и подстилаются образованиями пржидольского отдела верхнего силура. Визейский разрез сложен глинистыми, карбонатно-глинистыми, глинисто-карбонатными породами с нечастыми про-



слоями алевролитов. Органические остатки представлены раковинами остракод, брахиопод, фораминифер, зубчиками сколекодонтов, чешуями хрящевых рыб, известковыми трубками червей, члениками криноидей, обломками губок и кораллов, веточками мшанок, спорами. Встречаются углефицированные растительные остатки. Содержание  $C_{орг}$  в породах – от 1,51 до 8,38 %, среднее – 3,23 %.

Карбонатный материал представлен раковинным детритом и пелитоморфным кальцитом, в гораздо меньшей степени доломитом.

Вариабельность изотопного состава карбонатных O и C в изученном разрезе небольшая. Значения  $\delta^{18}O$  изменяются от 22,4 до 24,3 ‰; среднее составляет  $23,5 \pm 0,2$  ‰. Величины  $\delta^{13}C$  находятся в пределах 0,0–3,4 ‰ (среднее  $2,4 \pm 0,3$  ‰). Корреляция между  $\delta^{18}O$  и  $\delta^{13}C$  отсутствует. Сочетание величин двух изотопных показателей представляется не вполне тривиальным: весьма лёгкий состав O и довольно тяжёлый – C.

Е. Л. Гроссман [8] суммировал многочисленные данные по изотопному составу O раковин брахиопод из каменноугольных отложений ряда районов мира. По этим данным, значения  $\delta^{18}O$  на Северо-Американской и Русской платформах в большинстве своём находятся в диапазоне 25,8–31,0 ‰, а в образцах из Центральной и Западной Европы  $\delta^{18}O$  нередко гораздо ниже 25,8 ‰. Столь низкие цифры обычно объясняются постседиментационными изменениями отложений, прежде всего под влиянием метеогенных вод [7, 9, 10]. Как видим, все значения  $\delta^{18}O$  изучавшегося нами разреза, попадают в эту категорию. В нашем случае мы, однако, не склонны идти в фарватере традиционных объяснений лёгкого изотопного состава O. Вызывает сомнение, что существенно глинистые и плотные породы михайловского горизонта могли настолько сильно промываться несущими лёгкий O метеогенными подземными водами, чтобы было реализовано отношение масс вода–порода, необходимое при невысоких пластовых температурах (на глубинах 100–300 м) для получения карбоната с наблюдаемыми значениями  $\delta^{18}O$  (22,4–24,3 ‰).

В этом контексте показателен пример, который нам предоставляют франские отложения в районе г. Витебска (Оршанская впадина, северо-восток Беларуси). Здесь пористые и кавернозные доломиты, являющиеся основным водоносным горизонтом региона, залегают на глубинах 25–50 м под четвертичными отложениями. Ясно, что на протяжении 370 млн лет эти карбонатные породы подвергались и продолжают подвергаться активному влиянию пресных метеогенных инфильтрационных вод. Каков же изотопный состав O этих пород? По нашим данным, их  $\delta^{18}O$  22,9–26,0 ‰ (среднее 24,7 ‰). Между тем, значения  $\delta^{18}O$ , определённые в тщательно отобранных наиболее сохранившихся от постседиментационных изменений частях раковин брахиопод из верхнедевонских отложений США, Испании, Германии, Марокко, России (Сибирь) и Китая составляют 24,7–26,8 ‰ [8, 12, 13]. Эти цифры весьма близки таковым для франских пород района г. Витебска, которые, как уже сказано выше, не могли не испытать интенсивного влияния инфильтрационного катагенеза. Таким образом, роль инфильтрационного катагенеза (или метеорного диагенеза в терминах американских и западноевропейских исследователей) представляется нередко преувеличенной.

В соответствии с одним из многочисленных и не сильно отличающихся друг от друга уравнений, связывающих изотопные составы O воды, осаждающегося из нее карбоната и температуру этого осаждения [11], среднее значение  $\delta^{18}O$  в карбонатах визейских отложений изучаемого нами разреза (23,5 ‰) соответствует  $\delta^{18}O$  воды, равному –4,4 ‰, при температуре 30 °C. Такой изотопный состав O могла иметь вода опреснённого моря. Например, в воде Азовского, Каспийского и Чёрного морей значения  $\delta^{18}O$  от –4,9 до –2,6 ‰ [4]. Опреснение визейского моря в районе наших исследований представляется весьма вероятным. Это была мелководная прибрежная акватория, к которой примыкала обширная суша, поставлявшая в морской бассейн континентальные потоки воды с изотопно-лёгким метеорным O. Подтверждением существования таких потоков служат, в частности, существенно глинистый состав отложений, присутствие алевролитовых прослоев и наличие в породах гумусового органического вещества [5]. А температура воды в 30 °C для прибрежной мелкой части моря в тропических условиях, характерных для раннего карбона, вполне реальна. Таким образом, нами предполагается седиментационная природа изотопного состава карбонатного O визейских пород.

Как же согласуется с нашей гипотезой об условиях визейского осадконакопления, выведенной по изотопному составу O, изотопный состав C? В соответствии с распространённым мнением, континентальные водные потоки несут в море изотопно-лёгкий почвенный C. Но по нашим значениям  $\delta^{13}C$  (в среднем 2,4 ‰) мы не видим соответствующего изотопного сигнала с суши, который был, очевидно, затушёван другими процессами. И главным из них был изотопный обмен растворённого в воде не-

органического С с атмосферной  $\text{CO}_2$ . В очень мелководных бассейнах осадконакопления нередко возникают условия, благоприятные для установления изотопно-обменного равновесия, при которых наиболее сильно проявляется термодинамический эффект фракционирования, приводящий к накоплению  $^{13}\text{C}$  в осаждающейся карбонатной фазе. Например, по данным Х. Лоуенштама и С. Эпштейна [2],  $\delta^{13}\text{C}$  карбонатных оолитовых осадков Багамской отмели, где допускается достижение изотопно-обменного равновесия, составляет 4,5 ‰. Заметим, кстати, что даже в пресноводных озёрах изотопный обмен между растворённым неорганическим С и С атмосферной углекислоты может приводить к формированию карбонатов со значениями  $\delta^{13}\text{C}$ , очень близкими к морским. Например, в олиготрофном оз. Волосо на северо-западе Беларуси  $\delta^{13}\text{C}$  раковин моллюсков достигает  $-0,9$  ‰, а в среднем по 42 определениям составляет  $-3,2$  ‰ [3].

Таким образом, изотопный состав О и С карбонатного вещества пород михайловского горизонта визейского яруса на крайнем юго-западе Беларуси сформировался в седиментогенезе. Осадконакопление происходило в очень мелкой прибрежной части моря. Вода бассейна седиментации была опреснённой за счёт водных потоков с суши и сильно прогревалась в тропических условиях.

1. Борщевский Ю. А. Генезис давсонита из отложений Припятского и Закарпатского прогибов по изотопным данным / Ю. А. Борщевский [и др.] // VIII Всесоюз. симпозиум по стабильным изотопам в геохимии. Москва, 11–14 нояб. 1980 г. М.: ГЕОХИ. 1980. С. 310–312.

2. Галимов Э. М. Геохимия стабильных изотопов углерода. М.: Недра, 1968. 226 с.

3. Махнач А. А., Санько А. Ф. Изотопный состав углерода в раковинах современных моллюсков Беларуси // Геохимия. 1999. № 7. С. 719–726.

4. Никаноров А. М., Фёдоров Ю. А. Стабильные изотопы в гидрохимии. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 247 с.

5. Плакс Д. П., Кузьменкова О. Ф., Обуховская В. Ю. и др. Литолого-стратиграфическая характеристика домеловых отложений платформенного чехла юго-запада Беларуси (по результатам изучения разреза скважины Комаровка 91 з/10) // Литасфера. 2012. № 2 (37). С. 3–21.

6. Постседиментационные изменения отложений платформенного чехла Беларуси / Под общ. ред. А. А. Махнач. Мн.: Белорусская наука, 2007. 395 с.

7. Degens E. T., Epstein S. Relationship between O18/O16 ratios in coexisting carbonates, cherts and diatomites // Bull. of the American Assoc. of Petrol. Geol. 1962. 46. P. 534–542.

8. Grossman E. L. Oxygen Isotope Stratigraphy // The Geologic Time Scale 2012. Amsterdam, Boston, Heidelberg, London, New York, Oxford, Paris, San Diego, San Francisco, Singapore, Sydney, Tokyo: Elsevier, 2012. P. 181–206.

9. Grossman E. L., Yancey T. E., Jones T. E. etc. Glaciation, aridification, and carbon sequestration in the Permo-Carboniferous: The isotopic record for low latitudes // Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology. 2008. 268. P. 222–233.

10. Joachimski M. M., Geldern R., Breisig S. Oxygen isotope evolution of biogenic calcite and apatite during the Middle and Late Devonian // Int. J. of Earth Sci. 2004. 93 (4). P. 542–553.

11. Pierre C., Rouchy J. M. Carbonate replacements after sulfate evaporites in the Middle Miocene of Egypt // J. of Sedimentary Petrol. 1988. Vol. 58, N 3. P. 446–456.

12. Van Geldern, R. Carbon, oxygen and strontium isotope records of Devonian brachiopod shell calcite // Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology. 2006. 240 (1–2). P. 47–67.

13. Veizer, J.  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ,  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{18}\text{O}$  evolution of Phanerozoic seawater / J. Veizer [et al.] // Chemical Geology. 1999. 161 (1–3). P. 59–88.

УДК 550.4

## ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКОЕ РАЙОНИРОВАНИЕ БАЙКАЛЬСКОГО РЕГИОНА ПО УСЛОВИЯМ ВЕДЕНИЯ ГЕОХИМИЧЕСКИХ ПОИСКОВЫХ РАБОТ

А. А. Мясников, Н. Н. Дундуков, М. Н. Овчинникова

«Урангеологоразведка», ул. Гоголя 53, 664039 Иркутск, Российская Федерация; sosna3@irk.ru

Байкальский регион располагается в пределах юга Восточной Сибири между  $50$ – $56^\circ$  с. ш. и  $102$ – $114^\circ$  в. д., окружая оз. Байкал со всех сторон (М-48, N-48, N-49).

Рассматриваемая территория характеризуется широким разнообразием полезных ископаемых как металлических (Au, U, Pb, Zn, Cu, Mo, W, Be, Sn, Hg, Ni, Cr), так и неметаллических (флюорит, стронций, апатит, фосфориты, бокситы, каменная соль, тальк, магнезит, хризотил-асбест, графит, микрокварциты, керамические пегматиты, мрамор, химически чистые известняки) и горючие (каменный уголь, природный газ и нефть).

Вышеперечисленные полезные ископаемые залегают в различных ландшафтно-геохимических условиях, оказывающих существенное влияние на эффективность проводимых здесь геолого-разведочных работ и поэтому учёт особенностей конкретных геохимических ландшафтов обязателен.

По данным изучения геохимии ландшафтов Байкальского региона с учётом особенностей формирования вторичных литохимических ореолов и потоков рассеяния, а также генезиса и мощности рыхлых отложений выполнено ландшафтно-геохимическое районирование и составлена карта по условиям ведения геохимических поисковых работ масштаба 1 : 1 000 000 на площади более 400 тыс. км<sup>2</sup>. На этом основании на территории Байкальского региона выделено три категории (I, II, III) площадей, каждая из которых характеризуется определённым типом гипергенной миграции элементов и вполне определёнными условиями формирования литохимических ореолов и потоков рассеяния и, соответственно, наиболее рациональным и эффективным комплексом применяемых поисковых геохимических методов (рис.).

*I категория площадей.* Эта категория площадей включает горные субарктические (альпинотипные), горные тундровые и лесотундровые, горные таёжные и подтаёжные ландшафты, для которых характерно интенсивное физическое выветривание и резкое преобладание механического переноса веществ. Ведущим геохимическим гипергенным процессом здесь является криогенный механогенез. На площадях преобладают гравитационные (обвальные) и дефлюкционно-гравитационные отложения преимущественно небольшой мощности – 0,5–1,0 м. Нижние части склонов и днища троговых долин перекрыты моренами и солифлюкционно-гравитационными отложениями мощностью до 2–3 м. Этот тип площадей в сравнении с другими характеризуется максимальной обнажённостью. Изучение склоновых отложений данной категории площадей показывает, что на больших пространствах здесь развиты открытые литохимические вторичные ореолы, открытые литохимические и гидрохимические потоки рассеяния. По условиям ведения геохимических поисков эта категория площадей относится к открытому типу. На этой категории площадей эффективны все методы геохимических поисков.

*II категория площадей.* Она охватывает горные таёжные смешанные (хвойно-мелколиственные) ландшафты. Разрез склоновых отложений сложный, здесь распространены разновозрастные, нередко двух-трёхчленные склоновые образования солифлюкционно-делювиального, солифлюкционно-пролювиального генезиса, преобладающая мощность которых колеблется в интервале 2,5–4,0 м, достигая иногда 6–8 м. Среди этих отложений верхний слой зачастую представлен дальнеприносимым материалом, перекрывающим вторичные литохимические ореолы. Коренные обнажения горных пород в этих условиях редки. Почвенный покров представлен преимущественно горными мерзлотно-таёжными, горными мерзлотно-таёжными оподзоленными, мерзлотно-таёжными, дерново-подзолистыми почвами. Профиль почв генетически слабо дифференцирован, однообразен. Процессы оподзоливания выражены слабо или совсем не проявлены. Весь профиль почв имеет кислую реакцию (рН = 5,0–5,5). Ведущими геохимическими гипергенными процессами являются криогенный механогенез, гуматогенез, глеегенез. На площадях развиты литохимические вторичные ореолы рассеяния дефлюкционного типа, преимущественно закрытые, частично открытые, ослабленные у поверхности. Открытые ореолы характерны для верхних и крутых участков склона, а закрытые – для нижних частей. В аллювиальных и пролювиальных отложениях гидросети данной категории площадей развиваются протяжённые и интенсивные литохимические потоки рассеяния. По условиям ведения геохимических поисков эта категория площадей является полузакрытой. Из геохимических методов здесь наиболее рационально применение поисков по литохимическим и гидрохимическим потокам рассеяния. Поиски же по литохимическим вторичным ореолам рассеяния здесь менее эффективны.

*III категория площадей.* Здесь развиты многочисленные дальнеприносимые четвертичные отложения мощностью обычно более 10 м (до 100 м и более). Широко распространены аллювиальные, аллювиально-пролювиальные, эоловые, ледниковые и флювиогляциальные отложения. В эту категорию включены площади мезозойских и кайнозойских впадин, такие как Баргузинская, Верхне-Ангарская, Муйская, Ципиканская, Сосновоозёрская, Тункинская, Предбайкальская, а также покровы базальтов кайнозойского возраста, развитые на Витимском плоскогорье. Эта категория площадей включает лесостепные, степные и луговые ландшафты аккумулятивных равнин, межгорных впадин и долин. Почвенный покров составляют каштановые, чернозёмные, луговые мерзлотно-лугово-болотные мерзлотно-луговые почвы. Ведущими гипергенными геохимическими процессами являются гуматогенез, кальцитогенез, глеегенез. Площади данной категории характеризуются закрытыми (погребёнными) литохимическими вторичными ореолами и литохимическими потоками рассеяния, а гидро-

химические потоки рассеяния здесь являются ослабленными. Эта категория площадей относится к закрытому типу. В случае очевидной перспективности районов данной категории применимы технические средства геохимических поисковых работ – скважинное геохимическое опробование.

В целом территория Байкальского региона является вполне благоприятной для эффективного применения наиболее простых в технологическом отношении геохимических поисковых методов.

Как следует из вышесказанного, на большей части изученной территории Байкальского региона при средне- и крупномасштабных геологосъёмочных, поисковых, прогнозно-поисковых и геофизических работах ведущая роль принадлежит наиболее простым и экономичным методам геохимических поисков, а именно литохимическим поискам по потокам и вторичным ореолам рассеяния. Вместе с тем необходимо использование более усложнённых методов геохимических исследований: литохимические поиски по вторичным ореолам рассеяния в глубинном варианте, с применением мелких скважин, а также и других глубинных поисковых методов – гидрогеохимического.

Карты ландшафтно-геохимического районирования Байкальского региона по условиям ведения геохимических поисковых работ, отражающие пространственное размещение трёх категорий площадей рассматриваются как объективная научная основа для целенаправленного долгосрочного планирования средне- и крупномасштабных, геофизических и поисковых работ.

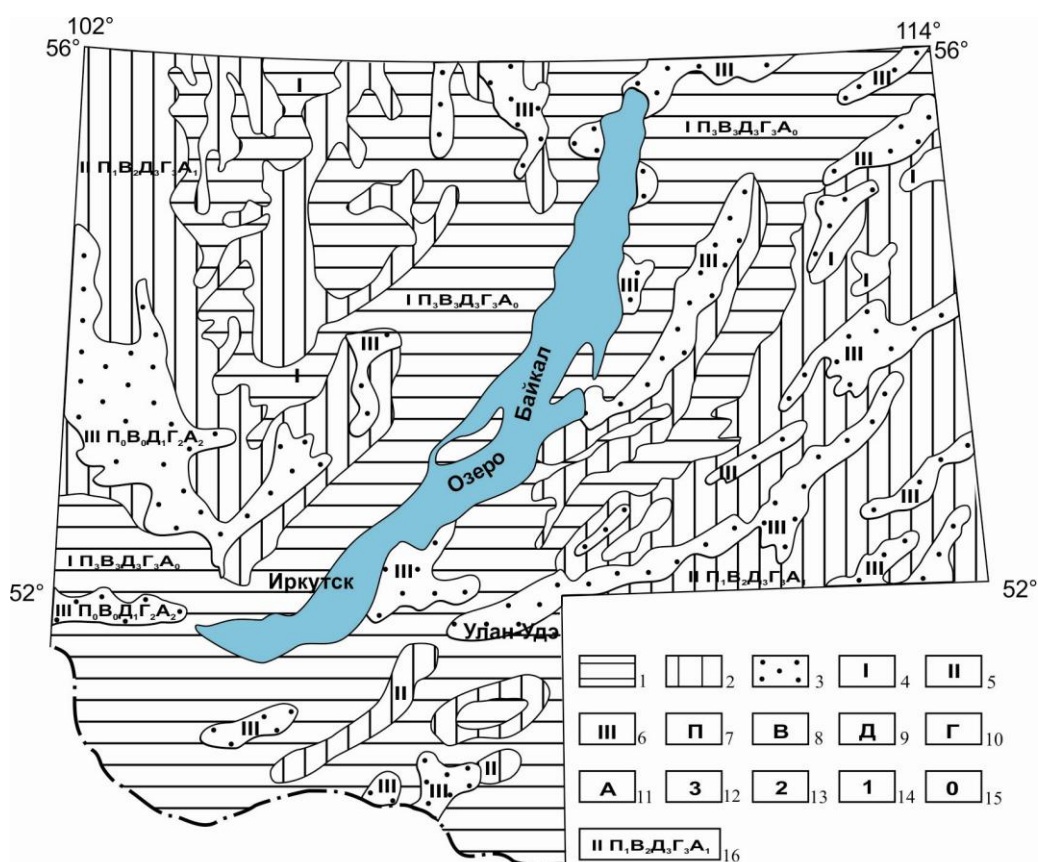


Рисунок – Ландшафтно-геохимическое районирование Байкальского региона по условиям ведения геохимических поисковых работ

1–3. Ожидаемые типы вторичных геохимических ореолов и потоков рассеяния; 1. Открытые литохимические вторичные ореолы, литохимические и гидрохимические потоки рассеяния; 2. Закрытые литохимические вторичные ореолы, открытые литохимические и гидрохимические потоки рассеяния; 3. Погрёбённые литохимические вторичные ореолы и потоки, ослабленные гидрохимические потоки рассеяния. 4–6. Типы районов по условиям ведения геохимических поисков: открытые (4), полузакрывые (5), закрытые (6); 7–11. Рекомендуемые геохимические методы поисков: по первичным ореолам (7), по вторичным ореолам (8), по литохимическим потокам рассеяния (9), по гидрохимическим потокам рассеяния (10), по атмосферическим ореолам (11). 12–16. Применимость геохимических методов: метод применим как основной (стандартное опробование) (12), метод применим как основной (опробование по индивидуальной методике) (13), метод применим ограничено (внемасштабное опробование) (14), метод неприменим (15), рекомендуемый рациональный комплекс геохимических методов для опосредованного поиска конкретной территории (16).

**ГЕОХИМИЯ ПРИРОДНЫХ ВОД г. КРАСНОЯРСКА****А. Ю. Озерский<sup>1</sup>, Т. П. Иванова<sup>2</sup>**<sup>1</sup> ОАО «Красноярская горно-геологическая компания», ул. К. Маркса 62,  
660049 Красноярск, Российская Федерация; oaju@krgasgeo.ru<sup>2</sup> Департамент по недропользованию по Центрально-Сибирскому округу, ул. Карла Маркса 62,  
660049 Красноярск, Российская Федерация; vv@centrsibnedra.ru

*Введение.* Красноярск был основан как острог в 1628 г., статус города он получил в 1690 г., а в 1822 г. он стал центром Енисейской губернии (впоследствии – Красноярского края). Население города в наши дни немногим превысило один миллион жителей. До второй половины XX в. в городе преобладала малоэтажная деревянная застройка, которая к настоящему времени почти полностью заменена на многоэтажные здания. Относительно недавнее «деревянное» прошлое города, с надворными туалетами и выгребами, несомненно, сказалось отрицательно на качестве подземных вод подстилающих водоносных горизонтов.

В географическом отношении Красноярск расположен в зоне сопряжения Западно-Сибирской низменности с горными сооружениями Восточного Саяна. Основным водным объектом в пределах Красноярска является р. Енисей, расход которого в черте города примерно равен 2 000 м<sup>3</sup>/сут. Енисейская вода используется непосредственно для водоснабжения части населения города, при этом питьевое водоснабжение населения обеспечивается инфильтрацией речных вод в аллювиальный горизонт, из которого она добывается водозаборами, расположенными на островах.

Среднегодовое количество осадков в г. Красноярске – 316 мм, около 70 % осадков – жидкие. Осадки, выпадающие в черте города, подвержены влиянию его промышленных выбросов. В их составе доминируют выбросы высококальциевой золы от сжигания канско-ачинских углей на трёх ТЭЦ и в многочисленных котельных [1]. С выбросами крупнейшего алюминиевого завода в атмосферу поступают существенные количества F, Na, Al, C, металлов [3]. В городе имеется несколько промышленных отстойников, фильтрация из которых на локальных участках влияет на состав подземных вод в горизонтах покровных отложений [2, 3].

Формирование химического состава подземных вод коренных отложений происходит в условиях взаимодействия пород с выпадающими осадками и транзитным подземным стоком. В пределах г. Красноярска распространены следующие основные гидрогеологические подразделения: четвертичный водоносный комплекс долины р. Енисей (аQ<sub>н</sub>), водоносный комплекс юрских угленосных отложений (J), локально-водоносный комплекс девонско-каменноугольных континентальных красноцветных отложений (D–C) и водоносная зона трещиноватости в венд-кембрийских метаморфических породах (V–E). Девонско-каменноугольный комплекс с поверхности перекрыт мощным (до 25 м) аллювиально-пролювиальным шлейфом (арQ), простирающимся от предгорий Восточного Саяна к руслу р. Енисей.

Своеобразие городской застройки определяется тем обстоятельством, что историческое ядро города было построено в пределах крайне слабодоносных девонских отложений, а современные городские окраины приурочены к наиболее древним скальным метаморфическим и к наиболее молодым слаболитифицированным юрским породам.

Таким образом, в городской среде г. Красноярска под влиянием природных и техногенных факторов сформировалась сложная гидрохимическая система, изучение которой представляет большой интерес для познания закономерностей эволюции подземных вод на современном этапе.

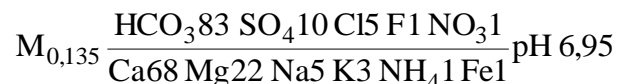
*Методика исследований.* В течение последней четверти века в пределах г. Красноярска и на его ближайшей периферии были проведены разнообразные исследования, давшие обширные гидрогеохимические материалы в виде протоколов лабораторных испытаний, приложенных к геологическим отчётам. Авторами были обработаны свыше 2000 результатов полных и сокращённых химических анализов подземных вод, характеризующих концентрации макрокомпонентов. Основные материалы, использованные в этой статье, взяты из отчётов по гидрогеологической разведке различных участков Красноярского месторождений подземных вод, по инженерным изысканиям для метрополитена, по оценке запасов подземных вод одиночных водозаборных скважин, а также из гидрохимических мате-

риалов по составу поверхностных вод, представленных Среднесибирским управлением гидрометеослужбы.

Первичный материал был систематизирован в соответствии с приведённой выше укрупнённой схемой гидрогеологической стратификации. Фоновые гидрогеохимические показатели изучаемых водных объектов вычислялись как средние арифметические значения, так как анализ гистограмм показал, что главные компоненты подземных вод распределены по нормальному закону.

*Результаты и их обсуждение.* Как уже было сказано, основными источниками формирования подземных вод в г. Красноярске являются атмосферные осадки и енисейская вода. С ними непосредственно связан аллювиальный горизонт енисейской поймы (табл.).

Атмосферные осадки изучались по снеговым пробам, отобранным в конце зимы на островах, расположенных в центре города. Осадки характеризуются глубоким метаморфизмом – повышенной минерализацией, наличием в их составе компонентов промвыбросов угольной теплоэнергетики и алюминиевой металлургии:

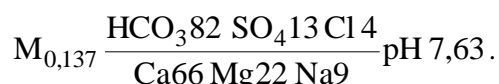


Для осадков г. Красноярска отношение нитратного N к аммонийному  $N(NO_3)/N(NH_4)$  равно 8,1 при фоновом значении 2,4 [4], что говорит о преобладающей роли промышленных выбросов в формировании химического состава метеорных вод. Это подтверждает и очень высокий серно-азотный коэффициент S/N, равен 13,7 при фоновом значении 1,65 [4], что также подтверждает преобладающую роль промышленных выбросов.

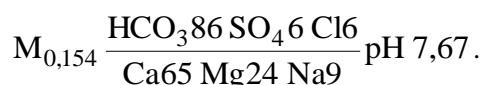
Таблица – Средние гидрохимические показатели водных объектов Красноярска, мг/л

Компоненты	Поверхностные воды		Гидрогеологические подразделения				
	Атмосферные осадки	р. Енисей	аQ <sub>H</sub>	арQ	J	D–C	V–E
Cl <sup>-</sup>	3,1	2,3	4,0	44,4	10,1	45,9	8,4
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	8,0	10,7	5,6	46,9	94,3	49,6	14,6
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	84,5	89,0	99,2	432,5	203,8	360,7	307,1
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,86	0,45	1,1	29,4	0,9	78,8	6,2
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,06	0,48	0,06	0,6	Не обн.	0,3	0,1
F <sup>-</sup>	0,34	0,04	0,09	–	–	–	–
K <sup>+</sup>	1,98	0,8	0,8	70,4	98,6	94,2	1,0
Na <sup>+</sup>	1,88	3,9	3,9				2,6
Ca <sup>2+</sup>	23,7	23,9	24,8	69,5	38,9	52,9	67,7
Mg <sup>2+</sup>	4,65	4,9	5,6	39,4	17,0	27,2	21,4
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,19	0,19	0,12	1,7	0,3	1,0	0,1
Fe <sub>общ</sub>	0,19	0,06	0,14	0,1	0,4	0,5	0,1
SiO <sub>2</sub>	5,2	5,7	8,6	–	–	–	–
Σ <sub>M</sub>	135	137	154	670,5	441,8	710,8	439,1

Енисейская вода в изученном створе является пресной, гидрокарбонатной магниевно-кальциевой, при этом её состав практически не отличается по главным ионам от состава городских атмосферных осадков:



Подземные воды аллювиального горизонта в пределах островов имеют состав, очень близкий к енисейской речной воде:



В составе горизонта преобладают псаммитовые и псефитовые окатанные обломки силикатных и кремнистых пород, которые имеют очень низкую растворимость и хорошо промыты. Поэтому составы енисейской воды и подземных вод аллювия очень близки между собой.

В отличие от вод аллювиального горизонта, непосредственно связанного с р. Енисей, подземные воды четвертичных отложений более высоких террас и аллювиально-пролювиального шлейфа (арQ), представляющих грунты оснований городских зданий, сохраняют следы антропогенного загрязнения (табл.). Длительное существование на этих грунтах зданий деревянной застройки обуславливает типичное бытовое загрязнение за счёт роста минерализации, содержания  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ :

$$M_{0,670} \frac{\text{HCO}_3 72 \text{ Cl } 13 \text{ SO}_4 10 \text{ NO}_3 5}{\text{Ca } 35 \text{ Mg } 33 \text{ Na+K } 31 \text{ NH}_4 1} \text{pH } 8,05.$$

Ниже покровных отложений в центральной части города залегают локально-водоносный девонско-каменноугольный комплекс (D–C), загрязнённый теми же компонентами, однако уровень загрязнения этого комплекса выше (табл.). Средняя концентрация  $\text{NO}_3^-$  в водах комплекса превышает питьевую ПДК, а максимальная достигает 245 мг/л (5,5 ПДК). Существенный вклад в формирование состава подземных вод также вносится некоторой засоленностью девонских континентальных красноватов, что приводит к доминированию среди катионов Na:

$$M_{0,711} \frac{\text{HCO}_3 62 \text{ Cl } 14 \text{ NO}_3 13 \text{ SO}_4 11}{\text{Na+K } 45 \text{ Ca } 29 \text{ Mg } 25 \text{ NH}_4 1} \text{pH } 8,06$$

О большом возрасте бытового загрязнения говорит существенное преобладание  $\text{NO}_3^-$  над  $\text{NO}_2^-$  и  $\text{NH}_4^+$ .

Северо-восточная и юго-западная окраины города заняты современными новостройками, поэтому подземные воды в этих участках не испытали векового антропогенного загрязнения и эксплуатируются для водоснабжения мелкими одиночными скважинами.

Северо-восточная часть города находится в пределах водоносного комплекса юрских отложений (J). В верхней части разреза этого комплекса залегают лагунные фации, что обуславливает повышенные концентрации  $\text{SO}_4^{2-}$  и Na:

$$M_{0,442} \frac{\text{HCO}_3 60 \text{ SO}_4 35 \text{ Cl } 5}{\text{Na+K } 56 \text{ Ca } 25 \text{ Mg } 18} \text{pH } 8,23.$$

На юго-западной окраине г. Красноярска распространены сильно литифицированные метаморфические венд-кембрийские породы (V–E), характеризующиеся невысокой растворимостью. Мощность водоносной зоны открытой трещиноватости здесь достигает 100–120 м, а расчленённый рельеф способствует хорошей промытости пород. По химическому составу эти воды близки к среднему составу подземных вод выщелачивания зоны гипергенеза:

$$M_{0,439} \frac{\text{HCO}_3 89 \text{ SO}_4 5 \text{ Cl } 4 \text{ NO}_3 2}{\text{Ca } 64 \text{ Mg } 33 \text{ Na } 2 \text{ K } 1} \text{pH } 7,32.$$

*Заключение.* Формирование гидрохимических условий Красноярска происходит в результате взаимодействия атмосферных осадков и енисейской речной воды с геофильтрационной средой горизонтов и комплексов, а также с транзитным подземным стоком, поступающим в город со стороны горных сооружений Восточного Саяна. На формирование гидрохимических условий оказывают влияние природные условия и техногенные факторы, в том числе исторический характер городской застройки. Для исторической части города характерно бытовое загрязнение первого и второго горизонтов, сформировавшееся еще в период преобладания здесь деревянной застройки. В первом от поверхности водоносном горизонте интенсивность бытового загрязнения снижена в результате их промыва атмосферными осадками и потерями из городского водопровода, однако высокий уровень этого загрязнения сохраняется в коренных породах.

1. Гаврилин К. В., Озерский А. Ю. Канско-Ачинский угольный бассейн. М.: Недра, 1996. 272 с.

2. Озерский А. Ю., Кузнецов Г. И., Целюк И. Н. Загрязнение подземных вод при эксплуатации отстойников промышленных отходов в Центральной части Красноярского края // Матер. XV Всероссийский совещ. по подземным водам Сибири и Дальнего Востока, 7–9 окт. 1997 г. Тюмень: Тюм. гос. нефтегазовый ун-т, 1997. С. 54.

3. *Озерский А. Ю., Ботвич Г. Ф.* Влияние твёрдых отходов производства первичного алюминия ОАО «РУСАЛ Красноярск» на качество подземных вод // Вестн. Российского у-та дружбы народов. Сер. Инженерные исследования. 2008. № 3. С. 98–102.

4. *Свистов П. Ф., Полищук А. И., Перишина Н. А.* Фоновый уровень состояния атмосферы по многолетним данным о химическом составе атмосферных осадков. СПб.: Труды ГГО им. А. И. Воейкова, 2009. Вып. 560. С. 116–141.

УДК 556.314.550.361(476)

## ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПОРОД ЗОНЫ АЭРАЦИИ ОРШАНСКОГО ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКОГО БАСЕЙНА

**Л. Н. Рябова, И. А. Залыгина**

Институт природопользования НАН Беларуси, ул. Ф. Скорины 10,  
220114 Минск, Республика Беларусь; ryabova@ecology.basnet.by

Оршанский гидрогеологический бассейн является частью Московского мегабассейна подземных вод и приурочен к центру и северо-востоку Беларуси. В геолого-структурном отношении этот бассейн соотносится с юго-западным окончанием Московской синеклизы. Мощность осадочных пород в пределах гидрогеологической структуры достигает 1 500–1 700 м. Состав подземных вод верхней гидрогеохимической зоны преимущественно гидрокарбонатный кальциевый и магниевый-кальциевый. [1]. Химический состав подземных вод во многом определяется свойствами пород зоны аэрации. На миграцию компонентов в системе «порода–вода» оказывает влияние как физико-химическое состояние, элементный состав твёрдой фазы и раствора, так и неоднородность в проницаемости пород для растворителя.

Зона аэрации исследуемой территории представлена сложным чередованием моренных, лессовидных, флювиогляциальных, аллювиальных, озёрных, болотных и других образований, что обусловило неоднородность отложений по их геохимическим характеристикам. По результатам многолетних авторских исследований создана база данных по геохимическим показателям пород зоны аэрации Оршанского гидрогеологического бассейна. База содержит информацию (более 1000 образцов), которая характеризует отложения по гранулометрическому составу, уровням концентраций микро- и макроэлементов, кислотнo-щелочным и окислительно-восстановительным условиям, содержанию и составу органического вещества, содержанию обменных катионов.

В районе исследований в отложениях среди частиц размером 0,05–0,01 мм преобладают кварц, полевые шпаты, в виде примеси отмечены кальцит, доломит, цеолит. Во фракциях 0,01–0,005 мм в породах доминируют гидрослюды, в качестве примеси – кварц, полевые шпаты, хлорит, каолинит, иногда кальцит и доломит. Во фракциях 0,005–0,001 мм в породах преобладает гидрослюда, в составе примеси – кварц, каолинит, хлорит-монтмориллонитовые образования, встречаются кальцит и доломит. Илистые фракции пород главным образом содержат гидрослуду, хлорит и хлорит-монтмориллонит, в примеси – кварц, полевой шпат, каолинит.

В целом, полученные данные по минералогическому составу пород зоны аэрации свидетельствуют об интенсивном выветривании верхней части осадочного чехла, которое выражается в резком сокращении количества гидрослюд и увеличении доли хлоритов, хлорит-монтмориллонитовых образований. Этому способствует наличие свободных форм  $\text{SiO}_2$  и  $\text{R}_2\text{O}_3$ , высвобождающихся при разрушении первичных минералов. Процессы биогеохимического выветривания ведут к накоплению тонкодисперсного кварца в верхней части отложений зоны аэрации. Химический состав различных типов по гранулометрическому составу отложений представлен в таблице.

Для отложений Оршанского гидрогеологического бассейна характерно широкое распространение лессовидных суглинков, т. к. Оршано-Могилевский массив их развития в Беларуси является наиболее обширным по площади и мощности (до 10–12 м) [4]. В гранулометрическом составе этих отложений преобладает фракция 0,05–0,01 мм (в среднем 69 %). Мощные толщи лессовидных суглинков, в одних случаях, содержат карбонаты по всему разрезу, а в других – на глубинах более 2 м. Из верхних горизонтов они выщелачиваются под действием педогенеза. Менее мощные отложения лессовидных суглинков полностью лишены  $\text{CaCO}_3$ . Степень насыщенности основаниями колеблется в широких пределах, в среднем составляя 98 %. Для отложений свойственны высокие значения коэффициента



$(CaO + MgO + K_2O)/Al_2O_3$  – от 0,6 до 0,9 (в среднем 0,7), что свидетельствует о слабой их выщелоченности, а отношение  $CaO/MgO$  (1,5–2,5) – о значительной доли кальцита в составе минералов.

Распределение элементов по профилю лессовидных суглинков однородное. Свойственны узкие пределы колебания концентраций элементов. Реакция среды меняется от слабокислой в верхней части разреза к щелочной в основании. Количество обменного  $H^+$  понижается в этом направлении от 0,14 до 0,03 мг-экв/100 г. Содержание обменных  $Ca^{2+} + Mg^{2+}$  колеблется в широких пределах – 4,1–19,0 мг-экв/100 г. Повышенные концентрации обменных  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  и максимальное содержание P, Mn в верхних слоях связаны с их биогенным поступлением и процессами педогенеза. Распределение Ni монотонное по всему разрезу. Для Cr, Cu отмечается тенденция к накоплению в нижней части профиля, что обусловлено наличием щелочного барьера в подошве лессовидных отложений.

Таблица – Среднее содержание химических элементов в отложениях пород зоны аэрации Оршанского гидрогеологического бассейна

Отложения	pH	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	CaO	MgO	K <sub>2</sub> O	Na <sub>2</sub> O										
									%									мг/кг
Пески	6,9	88,3	4,8	1,1	0,5	0,5	1,5	0,6	4,9	12,7	2,6	14,4	21,1	151	716	198,5	6,6	
Супеси	6,2	77,4	7,2	1,7	0,5	0,7	2,1	0,9	6,2	12	4,0	21,4	24,4	198	1 150	188,0	16,1	
Суглинки (бескарб.)	5,3	70,9	10,6	3,2	0,6	1,2	2,8	1,2	12,2	18,0	9,8	34,6	47,5	526	2 183	210,6	25,1	
Суглинки (карб.)	8,0	70,7	4,8	1,0	6,4	1,7	1,7	1,2	2,3	9,5	-	11,0	16,0	150	1 000	170,0	6,0	
Суглинки (лесс.)	6,5	73,4	11,2	3,2	1,8	1,3	2,4	0,6	18,0	22,0	3,0	45,0	34,0	340	3 250	639,0	20,0	
Глина	7,0	57,7	13,8	5,7	3,0	2,2	3,7	1,7	20,5	32,8	18,5	48,5	62,3	682	4 150	168,3	31,5	
Среднее (n=987)	6,1	76,1	8,4	2,7	2,9	1,0	2,1	0,7	14,5	18,9	5,7	34,5	31,3	583	3 001	449,3	23,2	
Кларк [2]	-	70,6	13,6	5,4	1,9	3,3	1,6	0,9	-	40,0	8,0	200	100	850	4 600	300,0	20,0	
Кларк Беларуси [3]	-	72,5	10,9	4,3	2,6	1,4	2,2	0,5	14,9	11,9	7,8	34,2	29,0	369	2 170	182,2	16,2	
КК	-	1,1	0,6	0,5	1,6	0,3	1,3	0,8	-	0,5	0,7	0,2	0,3	0,7	0,7	1,5	1,2	
Региональный КК	-	1,0	0,8	0,6	1,2	0,7	1,0	1,4	1,0	1,5	0,7	1,0	1,1	1,5	1,4	2,5	1,4	

В целом отложения зоны аэрации Оршанского гидрогеологического района характеризуются широким разбросом величин реакции среды - от кислой до щелочной, составляя в среднем 6,1 (таблица). Наблюдается закономерная связь между величиной pH и содержанием  $CaCO_3$  в породе. Уровни концентраций макро- и микрокомпонентов в отложениях варьируют в широких пределах и определяются их гранулометрическим составом - максимальное содержание установлено в глинистых отложениях, минимальное в песчаных. В среднем отложения пород зоны аэрации характеризуются геохимической формулой:

$$Si, Mg, Pb, Cr, V \frac{Zr(2,5), Ni, Mn(1,5), Cu, Na, Ti (1,4), Ca(1,2)}{Fe(0,6), Mg, Co (0,7), Al (0,8)}$$

В числителе формулы – накапливающиеся элементы, в знаменателе – рассеивающиеся, у черты элементы, концентрации которых находятся в пределах региональных кларков четвертичной толщи.

Приведённые данные свидетельствуют о том, что по сравнению с региональными кларками в отложениях пород зоны аэрации Оршанского гидрогеологического бассейна устойчиво накапливается ассоциация элементов Zr, Ni, Mn, Cu, Ti, Ca, характерная для территорий с широким развитием лессовидных отложений. В глинистых отложениях концентрации макро- и микроэлементов в разы выше по сравнению со средними значениями отложений на участке исследований

Полученные результаты и составленная база данных по содержания элементов в породах зоны аэрации Оршанского гидрогеологического бассейна (более 1 000 образцов) являются основой для построения геохимических карт отложений пород зоны аэрации, выделения районов с различной по степени устойчивости отложений к загрязнению химическими элементами и соединениями.

1. Кудельский А. В., Пашкевич В. И., Капора М. С. Гидрогеология // Геология Беларуси. Мн., 2001. С. 629–653.
2. Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. М.: Из-во АН СССР. 1957. 238 с.
3. Матвеев А. В., Бордон В. Е., Аношко Я. И. Геохимическая карта антропогенных отложений Беларуси // Современные проблемы геохимии: Матер. респ. науч. конф., Мн., 2002. С. 147–149.
4. Геохимические провинции покровных отложений БССР / Под. ред. К. И. Лукашева. Мн.: Наука и техника. 1969. 476 с.

## ХИМИЧЕСКИЙ И МИКРОЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ ЧЕТВЕРТИЧНЫХ ОТЛОЖЕНИЙ В РАЙОНЕ оз. ХАНКА (ПРИМОРЬЕ): КОРРЕЛЯЦИОННО-ГЕНЕТИЧЕСКИЙ КРИТЕРИЙ УСЛОВИЙ ФОРМИРОВАНИЯ

Т. Г. Рященко<sup>1</sup>, Н. Н. Ухова<sup>1</sup>, С. И. Штельмах<sup>1</sup>, Н. И. Беянина<sup>2</sup>, П. С. Беянин<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Институт земной коры СО РАН, ул. Лермонтова 128,  
664033 Иркутск, Российская Федерация; nat\_ukhova@crust.irk.ru  
<sup>2</sup> Тихоокеанский институт географии ДВО РАН, ул. Радио 7,  
690041 Владивосток, Российская Федерация; geogr@tig.dvo.ru

Исследования четвертичных отложений в районе оз. Ханка (Приморье) имеют длительную, интересную и часто противоречивую историю. Вернёмся в 1952 г., когда Дальневосточной экспедицией Совета по изучению производительных сил Академии наук СССР проводилось изучение геологического строения и геоморфологии Приханкайского района [6]. Через 50 лет появились новые данные о возрасте оз. Ханка, хотя многими авторами длительное время традиционно считалось, что Ханка и прилегающая низменная равнина непрерывно существуют с миоцена или позднего мела [4, 1]. Эти новые представления предполагали, что в палеоген-неогене озера не было, существовали локальные депрессионные структуры, а в изученных разрезах четвертичных отложений Приханкайской низменности отсутствуют признаки озёрных комплексов, поскольку огромные площади равнины превратились в единый пойменный массив (огромную пойму) [7]. Против «пойменно-аллювиальной» точки зрения выступили сторонники озёрной гипотезы, которые считают, что четвертичный седиментогенез в Уссури-Ханкайской впадине Приморья проходил в условиях трансгрессивной аккумуляции при тектоническом погружении впадины и неоднократных колебаниях климата [3]. Дискуссия о генезисе четвертичных отложений, распространённых в этом районе, явилась причиной наших исследований, цель которых заключалась в том, чтобы на основе изучения химического и микроэлементного состава четвертичных глин опорной скв. 45-б выявить характерные признаки условий их формирования и установить критерии отличия от регионального субстрата, представленного образованиями неогена.

Реализовать эту идею удалось благодаря сохранившимся образцам керна и его описания в интервале 18,0–62,0 м. Определения содержаний породообразующих оксидов и микроэлементов выполнялись в Центре коллективного пользования «Геодинамика и геохронология» Института земной коры СО РАН. В нашем распоряжении было 23 воздушно-сухих образца глин или пылевато-глинистого заполнителя (дресвяно-гравийные образования) нарушенной или частично ненарушенной структуры и один образец алевролита с глубины 59,7 м.

Согласно выводам работы [3], четвертичные отложения в интервале 18,0–49,0 м (Q<sub>1-2</sub>) представляют аллювиально-озёрный комплекс, формирование которого происходило в условиях межледникового, при этом наиболее тёплые фазы (климатические оптимумы) не выявлены. Тем не менее, по данным палинологических исследований, выполненных Н. И. Беяниной, в разрезе скв. 45-б выделяются зоны относительного похолодания (криохрон) с короткими периодами потепления (термохрон).

На основе визуального просмотра образцов, полученных для комплексной аналитики, описания керна, палинологических, стратиграфо-генетических и геохимических данных составлена схематическая геолого-литологическая колонка (рис. 1). Основную часть разреза представляют четвертичные глины (интервал 18,0–49,0 м); «переходная зона» (дресвяно-гравийные отложения с пылевато-глинистым заполнителем) и алевролиты отнесены авторами к неогену на основании распределения показателей химического состава и геохимических коэффициентов в вертикальном разрезе и группирования исследованных образцов с помощью кластерного анализа Q-типа (рис. 2).

*Химический состав* определялся методом силикатного анализа, затем рассчитывались геохимические коэффициенты: кремнекислый (K<sub>i</sub>), основной (B<sub>A</sub>) и зрелости (K<sub>z</sub>) – отражают степень химической зрелости отложений; CIA, CIW и ICV – позволяют реконструировать климатическую обстановку их формирования [5, 2]. Для глин выполнена статистическая обработка данных по содержанию оксидов и коэффициентам. К числу особенностей следует отнести обеднение толщи кальцием, неравномерное обогащение органикой и главенствующую роль Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> в группе железистых оксидов (возможно, это признаки озёрных отложений?). В «переходной зоне» и алевролите (неоген) сокращается

содержание  $\text{Na}_2\text{O}$ ,  $\text{K}_2\text{O}$ . Особенно чётко фиксируются различия между глинами и неогеновой зоной по коэффициентам:  $K_1$  увеличивается (соответственно 4,0 и 19,9),  $\text{VA}$  уменьшается (0,26 и 0,09),  $K_z$  возрастает более чем в 10 раз (14,5 и 229,4),  $\text{CIA}$ ,  $\text{CIW}$  также имеют повышенные значения (79,7 и 91,5; 89,7 и 99,1),  $\text{ICV}$  – уменьшается (0,58–0,29). Следовательно, химическая зрелость неогеновых отложений значительно выше, что соответствует теплым гумидным условиям их формирования. Дендрограмма кластерного анализа Q-типа, полученная по содержанию оксидов и геохимическим коэффициентам, достаточно чётко группирует образцы, которые принадлежат разным возрастным и климатическим периодам (рис. 2).

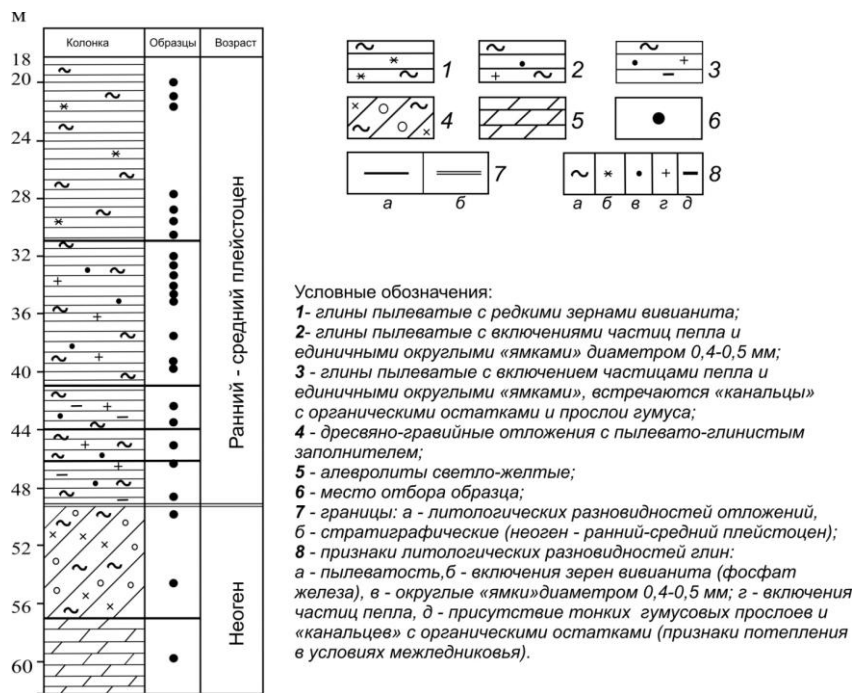


Рисунок 1 – Схематическая геолого-литологическая колонка скв. 45-б

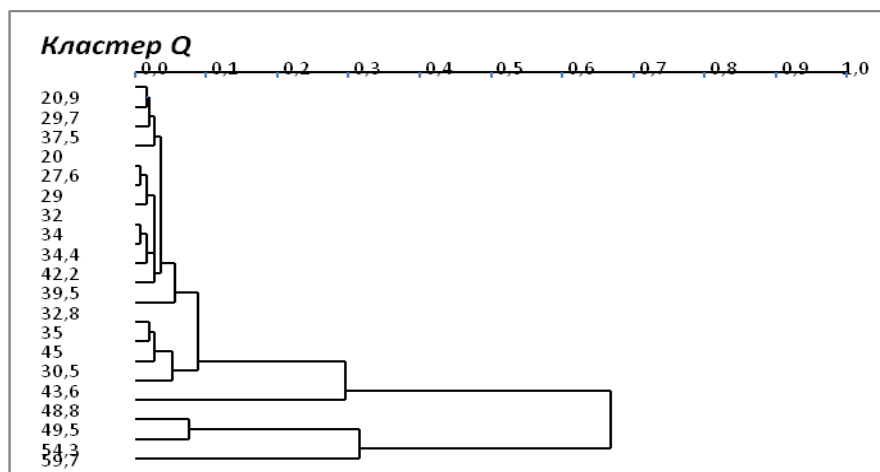


Рисунок 2 – Группирование образцов по химическому составу и геохимическим коэффициентам

Микроэлементный состав определялся с помощью спектрометра S8 TIGER (Германия, фирма Брукер). Установлено содержание (ppm) V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Pb, As, Sn, Ba, Sr, Zr, Ce, Rb, S, F, La, Nd, Y, Nb, Ga, W, Mo, U, Th. По содержанию токсичных компонентов рассчитаны показатель загрязнения  $Z_c$  и коэффициенты концентрации  $K_c$ . Кроме того, получены индикаторные отношения содержаний микроэлементов (коэффициенты  $K_1$ – $K_7$ )  $\text{Ti}/\text{Zr}$ ,  $\text{La}/\text{V}$ ,  $\text{V}/\text{Zn}$ ,  $\text{Ca}/\text{Sr}$ ,  $\text{Mn}/\text{Fe}$ ,  $\text{Sr}/\text{Ba}$ ,  $\text{Rb}/\text{Sr}$ , один из которых ( $K_1$ – $\text{Ti}/\text{Zr}$ ) отражает степень химической зрелости отложений и, следовательно, климатические

ские условия их формирования [8]. Значения K1 подтверждают наличие криохрона (для обр. 19–45,0 м коэффициент равен 60, поэтому химическая зрелость глины меньше из-за похолодания) и термохрона (для обр. 15–39,5 м коэффициент равен 17, следовательно, степень химической зрелости глины выше по причине некоторого потепления). Для переходной зоны и алевролита (неоген) указанный коэффициент составляет 9–18, что является критерием для отделения четвертичных глин от регионального субстрата.

По величине  $Z_c$  (8–23) глины и «неогеновая зона» отличаются слабым загрязнением. Среди токсичных микроэлементов глин очень высокий коэффициент концентрации имеет As (5,3), превышают кларковые содержания Pb и V (1,5–1,8), минимальный коэффициент отмечается для Ni. Для «неогеновой зоны» коэффициенты концентрации почти для всех токсичных микроэлементов менее единицы, исключение составляют As (7,7) и Pb (1,8). Таким образом, коэффициенты концентрации токсичных микроэлементов также являются критерием отделения глинистой толщи от регионального субстрата, но общим признаком оказывается высокая концентрация мышьяка.

В результате сопоставления индикаторных отношений микроэлементов глинистой толщи скв. 45-б (K1–K7) с исследованными ранее озёрными глинами других объектов (глинистые осадки оз. Байкал – Q<sub>3-4</sub> в интервале 0,0–100,0 см; палеоген-неогеновые глины из района г. Биробиджана; неогеновые глины цоколя террасы р. Сооли, Приморье) установлено их заметное сходство, поэтому можно предположить, что наши глины, вероятнее всего, относятся к озёрным образованиям. Добавим, что изучение параметров микроструктуры этих глин (метод «Микроструктура») и их сопоставление с указанными объектами также подтвердили нашу гипотезу относительно их озёрного генезиса (обнаружены признаки сходства).

*Выводы.* Впервые полученные результаты исследований химического и микроэлементного состава отложений скв. 45-б (интервал 18,0–62,0 м) явились критериями границы между четвертичными глинами и их региональным субстратом (неоген), отражающими климатические условия формирования толщи. Признаками озёрного генезиса глин могут быть относительно стабильный химический состав, обогащение органикой и окисным Fe, обеднение Ca, высокие концентрации As, Pb и V, а также черты сходства с озерными глинами других изученных объектов.

1. *Ивашинников Ю. К.* Палеогеоморфология депрессионных морфоструктур юга дальнего Востока. М.: Наука, 1978. 131 с.
2. Интерпретация геохимических данных / Е. В. Складов, Д. П. Гладкочуб, Т. В. Донская и др. М.: Интермет Инжиниринг, 2001. 288 с.
3. *Короткий А. М., Гребенникова Т. А., Караулова Л. П., Белянина Н. И.* Озёрные трансгрессии в позднекайнозойской Уссури-Ханкайской депрессии (Приморье) // Тихоокеанская геология. 2007. Т. 26, № 4. С. 53–68.
4. *Короткий А. М., Караулова Л. П., Троицкая Т. С.* Четвертичные отложения Приморья. Стратиграфия и палеогеография. Новосибирск: Наука, 1980. 234 с.
5. *Лукашёв В. К.* Геохимические индикаторы процессов гипергенеза и осадкообразования. Мн.: Наука и техника, 1972. 320 с.
6. *Никольская В. В.* Некоторые данные о палеогеографии озера Ханка // Тр. Ин-та географии АН СССР. 1952. Вып. 51. С. 215–225.
7. *Павлюткин Б. И., Ханчук А. И.* Новые данные о возрасте озера Ханка, Дальний Восток России // Докл. АН. 2002. Т. 382, № 6. С. 826–828.
8. *Сысо А. И.* Закономерности распределения химических элементов в почвообразующих породах и почвах Западной Сибири. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2007. 277 с.

УДК: 553.08

## ОПРЕДЕЛЕНИЕ ТЕКСТУР ПОРОД ПО ДАННЫМ ЦИФРОВОЙ ПЕТРОГРАФИИ

**В. П. Самодуров, В. Э. Кутырло, Е. А. Василёнок**

Белорусский государственный университет, географический факультет, пр. Независимости 4,  
220030 Минск, Республика Беларусь; vladimir\_samodurov@tut.by

*Введение.* Структурно-текстурные характеристики пород являются важнейшими индикаторами условий их формирования. Известно, что в магматических породах преобладают массивные текстуры, а в осадочных породах – слоистые. В метаморфических породах также широко распространены на-

правленные текстуры – сланцевые, полосчатые, лепидобластовые, нематобластовые. Структурные характеристики пород, описывающие размеры и формы минеральных зёрен в её составе могут быть исследованы количественно на основе подходов цифровой петрографии. Современное программное обеспечение для обработки цифровых научных фотографий позволяет выделять границы зёрен, выполнять классификацию минералов, определять их размеры, периметры, площади минералов в шлифах, вычислять их сферичность, выполнять статистические расчёты структурных параметров. Определение количественных текстурных параметров пород не столь однозначно и требует дополнительных исследований. *Целью данной работы* является разработка методического подхода для определения количественного параметра направленной текстуры пород.

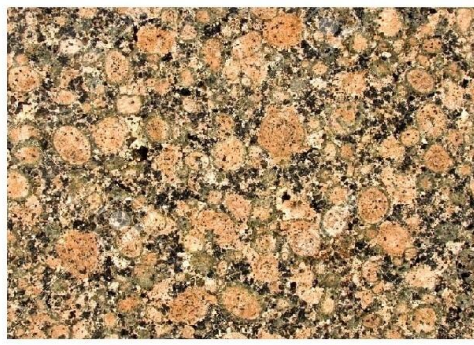
*Методический подход.* Анализ текстур снимков дистанционного зондирования и, в частности, фотографий пород, является активно развивающейся областью цифровой обработки изображений. К настоящему времени оформились несколько подходов анализа текстур пород по цифровым фотографиям. Основными из них являются статистические методы, геометрические методы анализа текстур и методы цифровой обработки сигналов. Не останавливаясь на всем многообразии подходов, отметим, что обсуждаемый здесь метод анализа текстур пород является одним из методов цифровой обработки сигналов. Он основан на анализе 2d – Фурье преобразования цифровых изображений (FFT – Fast Fourier Transform).

Фурье преобразование является одним из важнейших методов анализа цифровых изображений. Этот метод преобразует распределение волн цветности изображений прямого пространства в синус- и косинус-волны обратного пространства частот. Фурье-преобразование FFT применяется для анализа, фильтрации, восстановления и сжатия изображений. В минералогии Фурье-преобразование широко используется в дифракционных методах исследований атомных структур минералов. Дифракционная картина рентгеновских лучей или электронов как раз является частотным обратным пространством, отражающим расположение атомов в прямом пространстве структуры минерала. Частотное пространство называют обратным, так как направления расположения дифракционных максимумов ортогональны положениям атомных сеток в реальной структуре минералов, а расстояния дифракционных максимумов от начала координат обратны межатомным расстояниям.

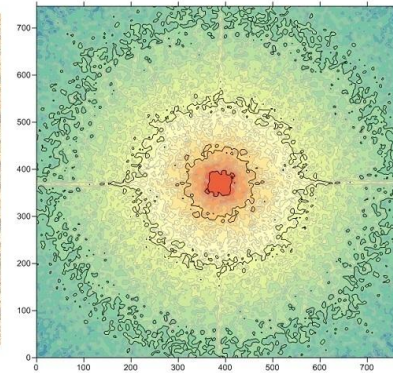
Существует несколько алгоритмов FFT. В данной работе используется обработка исходных цифровых изображений в программе ImageJ/Process/FFT. Частотное изображение FFT содержит в себе всю информацию об исходной фотографии, в том числе как информацию о структуре, так и о текстуре породы. Действительно, применяя операцию обратного преобразования Фурье можно из FFT-пространства получить исходное изображение без потерь его качества. Обратное частотное изображение содержит также краевые эффекты от прямоугольной рамки, ограничивающей цифровую фотографию. Этот эффект выражается в форме креста в пространстве FFT, перпендикулярного краям поля зрения цифровой фотографии.

*Результаты.* На рисунке представлены исходные цифровые фотографии пород (слева) и соответствующие им FFT-изображения (справа). Можно видеть, что обратное FFT-пространство является центросимметричным. В центре симметрии расположен пик максимальной амплитуды, а вокруг центра располагаются частотные волны разной формы, в зависимости от структуры и текстуры породы. Структурные параметры пород, отражающие размеры и форму минеральных зёрен влияют в основном на размер (длину волны). А текстурные характеристики – на ориентировку частотных волн в обратном FFT-пространстве. Таким образом, каждая изолиния здесь характеризует определённую структурную характеристику породы, а форма изолинии и её ориентировка характеризует положение данного структурного элемента в пространстве. Свойства обратного FFT-пространства наглядно проявляются на рис., б. Здесь максимум частотной волны перпендикулярен сланцеватости филлита – лепидобластовой метаморфической породы пара-ряда, первой ступени метаморфизма, зеленосланцевой фации. Наоборот, текстура разнотекстурного гранита-рапакиви (рис., а) является массивной, а частотные волны в обратном пространстве образуют равноудалённые от центра кольца.

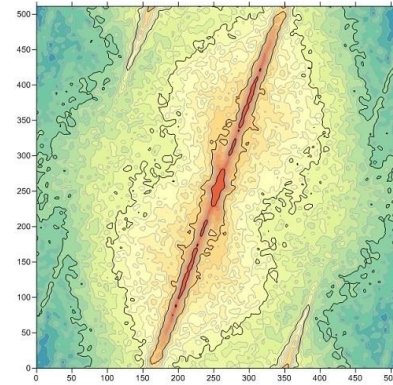
Можно ввести количественный параметр текстуры пород любого типа – осадочных, магматических или метаморфических:  $T = a/b - 1$ , где  $a$  – размер большой оси эллипса, а  $b$  – размер малой оси эллипса в обратном FFT-пространстве. В массивных породах эллипс вырождается в окружность  $a = b$ , и параметр текстуры в таких породах  $T = 0$ . В слоистых, сланцеватых, полосчатых, лепидобластовых, нематобластовых и других породах с направленной текстурой параметр  $T > 0$ .



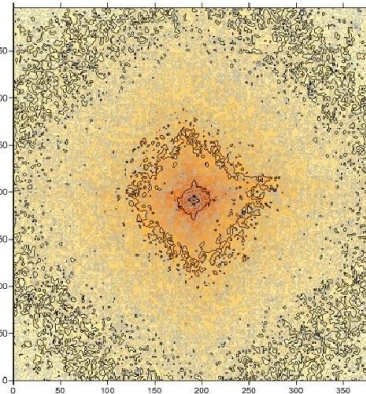
**а**



**б**



**в**



**г**

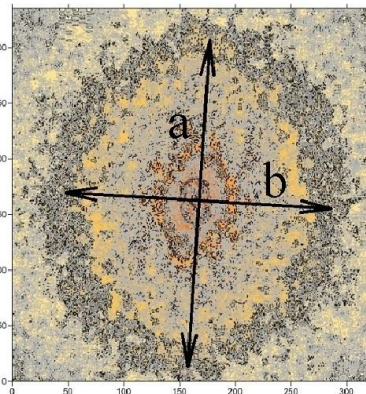


Рисунок – Тектурные характеристики пород в обратном пространстве FFT  
а – гранит рапакиви, б – филлит, в и г – карналлит в двух ориентировках

В слоистых осадочных породах и лепидобластовых метаморфических породах значение параметра текстуры может существенно меняться в зависимости от ориентировки пород. Часто в плоскостях наложения таких пород индекс текстуры мал, что указывает на отсутствие направленности в ори-

ентировке пластинчатых микрокристаллов слоистых силикатов, составляющих основу глинистых пород. Наоборот, в поперечных разрезах индекс текстуры этих пород велик (рис., б).

В некоторых случаях индекс текстуры имеет существенное значение для определения условий формирования пород и их реологических свойств, определяющих условия эксплуатации полезных ископаемых. На рис., в, г показаны частотные волны в FFT-пространстве карналлита (карналлитолита) в двух ориентировках. Карналлит  $MgCl_2 \cdot 6H_2O$  является пластичной солью, и при боковых (стрессовых) давлениях проявляет текстуры течения солей. Можно определить, что индекс текстуры в поперечном разрезе карналлита  $T = 0,22$ , что свидетельствует о процессах течения солей в породах подземной выработки.

*Выводы.* Фурье-преобразование цифровых фотографий геологических объектов позволяет определять количественный параметр текстуры пород. Преимуществом данного подхода является возможность количественного анализа текстур любых геологических объектов разного размера – цифровых фотографий обнажений, штуфов, аншлифов, шлифов, микрофотографий сканирующей электронной микроскопии и др. При этом, текстуры одного и того же объекта в разных масштабах могут существенно отличаться. Так, например, обнажение кварцитов может быть слоистым с плитчатой отдельностью, а текстура отдельного слоя – массивная. Возможности использования Фурье анализа цифровых фотографий геологических объектов не ограничивается данным методом, так как в обратном FFT-пространстве содержится вся информация об исходном объекте, включая информацию о его структуре.

УДК 550.4

## **АНТРОПОГЕННЫЕ КАРБОНАТНЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ: ГЕОХИМИЯ И ВОЗМОЖНОСТЬ ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ В ПРОГНОЗНО-МЕТАЛЛОГЕНИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЯХ**

**Б. Р. Соктоев, Л. П. Рихванов, Ш. Ж. Арынова**

Томский политехнический университет, Институт природных ресурсов, пр. Ленина 30,  
634050 Томск, Российская Федерация; bulatsoktoev@gmail.com

*Постановка проблемы.* Природные карбонатные образования (травертины, гейзериты, сталактиты, сталагмиты) широко применяются в науках о Земле для изучения различных геологических процессов (тектонической активизации, палеосейсмических и палеоклиматических событий и др.) [12, 14]. Изучение их химического (элементного и изотопного) состава позволяет реконструировать условия окружающей среды, при которых происходило формирование отложений [13]. Близкие к ним по составу и условиям образования карбонатные отложения можно встретить в системах подготовки, очистки и транспортировки воды, а также в теплонагревательных системах (чайники, кастрюли).

Принимая во внимание, что одной из основных форм нахождения многих химических элементов в низкоминерализованных водах, используемых для питьевого водоснабжения, являются карбонатные комплексы, то образующиеся при кипячении солевые отложения (накипь) с большой долей вероятности наследуют гидрогеохимические особенности воды. Это обусловлено процессами изоморфного замещения ионов Са в структуре кристаллической решетки Mg, Fe, Zn, Sr и другими химическими элементами, сорбции на поверхности образующихся карбонатных минералов. Тем самым, в результате этих процессов происходит формирование геохимической специфики образующихся карбонатных образований [3]. Для гидротермального карбонатообразования это достаточно хорошо известно [5, 7, 8 и др.], что положено в основу методов поисков месторождений полезных ископаемых с использованием гидротермальных карбонатных минералов [2, 6, 11]. По нашему мнению, формирующиеся солевые отложения в бытовой теплообменной аппаратуре, вероятнее всего, обладают такой же индикаторной информативностью [1, 4, 9, 10].

*Материалы и методы.* Сотрудниками кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета (ТПУ) с учёными Бурятского государственного университета, Алтайского регионального института экологии, Павлодарского государственного педагогического института, Башкирского государственного университета собрана представительная база данных (более 1000 проб) по

элементному составу накипи природных пресных вод на территории Иркутской, Кемеровской, Томской, Павлодарской, Челябинской обл., Республик Алтай, Башкортостан, Бурятия.

Использованные аналитические методы были направлены на определение концентраций и форм нахождения химических элементов в солевых отложениях (накипи): 1) инструментальный нейтронно-активационный анализ (ИНАА) (ТПУ); 2) масс-спектрометрия с индуктивно связанной плазмой (ICP-MS) (ООО «ХАЦ «Плазма», Томск); 3) рентгеновская дифрактометрия (Bruker AXS GmbH, Москва, ОАО «ТомскНИПИнефть», Томск); 4) сканирующая электронная микроскопия (ТПУ); 5) осколочная радиография (f-радиография) (ТПУ).

*Результаты и их обсуждение.* По данным ИНАА и ICP-MS, элементный состав антропогенных карбонатных отложений неоднороден и отражает, прежде всего, геохимические особенности воды, из которой они формируются. Главными химическими элементами в солевых отложениях являются Са, Na, Fe: содержание этих элементов варьирует в широких пределах с минимальными концентрациями более  $n \cdot 10$  мг/кг. К числу макрокомпонентов в составе накипи можно отнести Zn, Sr, Ba.

Особенности распределения других химических элементов в накипи определяют её региональную геохимическую специализацию, обусловленную, прежде всего, особенностями геологического строения и металлогении территории. В качестве аддитивных факторов также могут выступать отходы горнорудного производства, формирующиеся при разработке месторождений полезных ископаемых (Салаирский кряж, Кузнецкий Алатау и другие).

Это ярко видно в районах, расположенных на стыке крупных геологических структур, например, Сибирской платформы и Саяно-Байкальской горно-складчатой области. Сравнение средних значений накопления химических элементов в накипи показывает для образцов, отобранных в населённых пунктах, территориально находящихся в пределах платформенных отложений, более высокие концентрации Са, Cr, As, Br, Rb, Cs, Tb, которые связаны, вероятно, с соленосными и гипсоносными толщами кембрийского возраста.

В пределах горно-складчатых областей (например, Алтай) в элементном составе антропогенных карбонатных отложений достаточно хорошо себя проявляют геохимически специализированные комплексы горных пород. Так, максимальные концентрации (в 2,5–15 раз выше среднего) большинства халько- и литофильных элементов проявлены в глинистых породах крупных межгорных впадин. Для накипи вод среди базальтовых и андезитово-базальтовых порфиритов характерен высокий уровень присутствия Na, Zn, Br, а среди карбонатных фаций – Fe, Cr, Co.

Более ярко информативность накипи видна в районах развития современного рифтогенеза и вокруг рудопоявлений и месторождений. Возможное влияние специфики геохимических процессов, обусловленных влиянием Байкальской рифтовой зоны видно в геохимической специализации на редкие, редкоземельные, радиоактивные элементы в Усть-Баргузинской впадине и на Ag, Au – в Тункинской впадине. При этом в пределах обеих впадин известны природные карбонатные отложения, геохимически специализированные на эти же элементы.

Влияние геохимических ореолов рудопоявлений и месторождений нами выявлено в нескольких изученных районах. Так, на территории Бурятии, Томской и Павлодарской обл. были выявлены аномальные концентрации U в накипи, пространственно тяготеющие к уже известным или потенциальным урановым районам (Алтае-Саянская, Забайкальская, Северо-Казахстанская урановые провинции).

Повышенные концентрации Ag, Au в солевых отложениях питьевых вод в пределах Тункинской впадины предполагают наличие природного источника и, согласно данным минералогического районирования, район находится между двумя специализированными на Au подразделениями, для которых впадина является областью сноса. Аномальные содержания этих же элементов в накипи питьевых вод в Павлодарской области приурочены к Майкаинскому золоторудному полю и месторождению полиметаллических руд Алпыс. В южной и юго-восточной части Томской обл. также выявлены ореолы повышенных содержаний Ag и Au, вероятной причиной которых могут служить погребённые россыпи, либо влияние структур горно-складчатых областей, продолжающихся под осадочным чехлом Западно-Сибирской плиты.

Геохимическая специализация на REE и Th антропогенных карбонатных отложений в южной части Томской обл. и северной части Павлодарской обл. позволяет предположить их связь с распространением циркон-ильменитовых россыпей в краевых прогибах фундамента Западно-Сибирской платформы. Также в северной части Павлодарской обл. к этим химическим элементам добавляется Ta,



что указывает на вероятное нахождение редкометальных гранитоидов и, возможно, развитых по ним кор выветривания [1]. Но всё это требует геологической заверки.

Особо следует отметить, что избыточные концентрации химических элементов в накипи, образующейся при кипячении природных пресных вод, свидетельствуют о качестве используемых вод. Так, нами установлено, что при содержании U в солевых отложениях на уровне 30–40 мг/кг, его содержание в воде превышает санитарно-гигиенический норматив.

*Заключение.* Таким образом, проведенные исследования показывают высокую индикаторную информативность элементного состава антропогенных карбонатных отложений как дополнительного косвенного критерия при прогнозно-металлогенических построениях масштаба 1 : 200 000 и меньше, особенно для Ag, Au, REE, U. Также возможным способом применения таких образований является оценка экологической безопасности вод, используемых для питьевого водоснабжения.

Работы в Кемеровской обл. выполнены при финансовой поддержке гранта Российского научного фонда (проект № 15-17-10011)

1. *Арынова Ш. Ж.* Элементный состав солевых образований из природных пресных вод как индикатор экологической безопасности водопользования. Томск, 2017. 22 с.

2. *Голева Р. В., Смирнова А. И.* Способ поисков скрытых урановых месторождений: авт.с. № 173325 СССР / Р. В. Голева, А. И. Смирнова. Оpubл. 06.07.1982.

3. Карбонаты: минералогия и химия / Под ред. Р.Дж. Ридера. М.: Мир, 1987. 496 с.

4. *Монголина Т. А.* Геохимические особенности солевых отложений (накипи) питьевых вод как индикатор природно-техногенного состояния территории. Томск, 2011. 21 с.

5. *Науумов Г. Б.* К вопросу о карбонатной форме переноса урана в гидротермальных растворах // Геохимия. 1959. № 1. С. 6–20.

6. *Рихванов Л. П.* Способ поисков урановых месторождений: авт. с. № 2211812 СССР / Л. П. Рихванов, А. Я. Пшеничкин. № 3080082; заявл. 28.02.83; опубл. 26.06.1985.

7. *Рихванов Л. П., Язиков Е. Г., Сарнаев С. И.* Уран и торий в карбонатных минералах. Статья I // Изв. ВУЗов. Геология и разведка. 1986. № 7. С. 37–42.

8. *Рихванов Л. П., Язиков Е. Г., Сарнаев С. И.* Уран и торий в карбонатных минералах. Статья II // Изв. ВУЗов. Геология и разведка. 1986. № 8. С. 34–38.

9. *Соктоев Б. Р.* Геохимия карбонатной составляющей природных пресных вод и её индикаторное значение в эколого-геохимических и прогнозно-металлогенических исследованиях (на примере Байкальского региона). Томск, 2015. 22 с.

10. Способ определения участков загрязнения ураном окружающей среды: пат. 2298212 Рос. Федерация. Л. П. Рихванов, Е. Г. Язиков, Н. В. Барановская, Е. П. Янкович; заявитель и патентообладатель Томский политехнический университет. № 2005120840; заявл. 04.07.05; опубл. 27.04.07.

11. *Язиков Е. Г., Рихванов Л. П.* Способ поисков урановых месторождений: авт. с. № 169076 СССР, М. кл. G 01 V 9/000 / Е. Г. Язиков, Л. П. Рихванов; заявитель и обладатель Томский политехнический университет. – № 3013738; заявл. 12.03.81; опубл. 02.02.1982.

12. *Brasier A. T.* Searching for travertines, calcretes and speleothems in deep time: Processes, appearances, predictions and the impact of plants // Earth-Science Reviews. 2011. Vol. 104. P. 213–239.

13. *Fairchild I. J., Treble P. C.* Trace elements in speleothems as recorders of environmental change // Quaternary Sci. Reviews. 2009. Vol. 28. P. 449–468.

14. *White W. B.* Science of caves and karst: A half century of progress // Spec. Pap. of the Geol. Soc. of America. 2016. Vol. 516. P. 19–33.

УДК 550.4

## **ГЕОХИМИЯ ПОЧВ ВОДОСБОРНОЙ ПЛОЩАДИ оз. САПШО (НАЦИОНАЛЬНЫЙ ПАРК «СМОЛЕНСКОЕ ПООЗЕРЬЕ»)**

**А. В. Терехова, П. С. Зеленковский, И. И. Подлипский**

Санкт-Петербургский государственный университет (СПбГУ), Институт наук о Земле, Университетская набережная 7-9, 199034 Санкт-Петербург, Российская Федерация; olina2108@mail.ru; i.podlipskiy@spbu.ru; geopavel@yandex.ru;

Контроль содержания тяжёлых металлов (ТМ) в почвах является необходимой задачей комплексной эколого-геологической оценки состояния компонентов окружающей среды, а также мониторинга их изменений под влиянием природных и антропогенных факторов. Оперативный контроль содержания поллютантов в почвах особо охраняемых природных территорий (ООПТ) невозможен без установления фоновых концентраций химических элементов.

ТМ и металлоиды являются одной из приоритетных групп поллютантов, т. к. обладают высокой токсичностью для живых организмов даже при низких концентрациях, а также способны к биоаккумуляции.

В эколого-геохимических работах обычно исследуют валовое содержание ТМ в почвах и донных осадках. Оно даёт представление о региональных кларках исследуемых элементов, наличии геохимических барьеров в пределах изучаемой территории. Всё это является основой для разработки системы экологического мониторинга.

*Цели и задачи исследования.* В ходе полевых работ сезона 2016 г. на территории национального парка (НП) «Смоленское Поозерье» были продолжены работы по комплексной эколого-геохимической оценке состояния акваторий и водосборных площадей наиболее крупных озёр заповедника, в частности оз. Сапшо [1–3].

Исследуемое озеро находится в двух функциональных зонах НП: экстенсивного природопользования рядом с пос. Пржевальское, и рекреационной. Здесь находятся специально оборудованные стоянки для туристов, а также разрешена ограниченная хозяйственная деятельность для обеспечения бытовых нужд населения посёлка. На севере пос. Пржевальское расположен полигон ТБО [4–5]. Таким образом, участок водосборной площади оз. Сапшо в наибольшей степени подвергается антропогенному разнонаправленному влиянию. В связи с тем, что территория НП «Смоленское Поозерье» имеет статус биосферного резервата под эгидой ЮНЕСКО, то оперативный контроль изменения природной среды под воздействием хозяйственной деятельности человека является, безусловно, необходимым.

Работы на данной территории проводились с 2014 по 2016 гг. В 2016 гг. был проведён отбор проб почв по сети 200 × 200 м для установления фоновых содержаний ТМ и металлоидов, а также сравнения полученных данных с результатами прошлых лет.

*Материалы и методика исследования.* В данной работе исследовались пробы почв, отобранные методом конверта из поверхностного горизонта (глубина 5–20 см) соответственно ГОСТ 17.4.3.01-83 «Общие требования к отбору проб». После проведения стандартной пробоподготовки навески грунта были проанализированы на рентгенофлуоресцентном спектрометре для определения концентраций таких элементов как Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Rb, Pb, As.

Далее полученные данные были статистически обработаны. Существуют различные методики расчёта фоновых концентраций элементов. Для этих целей часто используют среднее арифметическое выборки, однако, для повсеместного распределения тяжёлых металлов в почвах, образовавшихся на разных материнских породах, оно может дать несколько завышенное значение в случае присутствия единичных аномальных значений. Еще в 1960-х гг. геохимики рекомендовали при незакономерном статистическом распределении тяжёлых металлов и металлоидов использовать не среднее значение, а медиану выборки [8].

В ходе работы для данной выборки 2016 г. (30 точек) были посчитаны средние арифметические, медианы, а также для проверки однородности выборки результатов – коэффициенты вариации (отношение среднеквадратического отклонения к среднему арифметическому выборки) для Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Rb, Pb, As. Полученные данные далее сравнивались с результатами 2014–2015 гг.

*Результаты и выводы.* Во всех исследованных почвенных пробах с территории оз. Сапшо обнаружены концентрации элементов (см. выше), статистически значимо превышающие порог обнаружения. В таблице представлены статистические показатели выборки 2016 г., а также те же показатели, рассчитанные при обработке данных 2014–2015 гг. на данной территории [6–7].

Как видно из полученных результатов 2016 г., для большинства элементов характерно довольно однородное распределение, т. к. значение коэффициента вариации остается менее 33 %. Однако для некоторых металлов и металлоидов, таких как Pb и Mn характерна меньшая однородность выборки, что может быть связано с природными флуктуациями фоновых содержаний на геохимических барьерах (Mn) или с техногенным происхождением отдельных небольших аномалий.

Практически у всех элементов медиана и среднее арифметическое не отличаются, что также свидетельствует о гомогенном характере распределения ТМ.

Табл. Результаты расчёта фоновых содержаний ТМ и металлоидов в грунтах, мг/кг

Элемент	Медиана		X <sub>A</sub>		X <sub>max</sub>		σ/X <sub>A</sub> × 100, %
	2014–15	2016	2014–15	2016	2014–15	2016	2016
Cr	20	32	28	30	98	60	14
Pb	18	18	17	18	143	35	44
Zn	36	32	47	31	176	49	32
Cu	20	221	27	221	254	252	10
As	5	25	9	25	50	35	12
Mn	518	491	710	593	3 737	1 284	49
Fe	13 031	16 666	13 000	16 284	25 455	26 112	21
Ni	10	14	10	14	10	23	26
Co	3	35	4	35	26	46	11
Rb	62	54	60	55	80	86	18

1. Зеленковский П. С., Подлипский И. И., Хохряков В. Р. Проблемы регулирования деятельности хозяйствующих субъектов при разработке месторождений полезных ископаемых в границах особо охраняемых природных территорий // Вестн. СПбГУ. Сер. 7. 2016. Вып. 3. С. 60–73.

2. Кононова Л. А., Зеленковский П. С., Подлипский И. И. Методика проведения эколого-геологической оценки состояния донных отложений озера Сапшо (национальный парк «Смоленское Поозерье») // Матер. XV межвузов. молодёж. науч. конф. «Школа экологической геологии и рационального недропользования». СПб.: Изд-во СПбГУ, 2015. С. 52–57.

3. Подлипский И. И., Зеленковский П. С., Чернова Е. Н. и др. Биоиндикация состояния вод озера Лошамьё (национальный парк «Смоленское Поозерье») // Матер. XV межвуз. молодёж. науч. конф. «Школа экологической геологии и рационального недропользования». СПб.: Изд-во СПбГУ, 2015. С. 91–95.

4. Подлипский И. И. Методика эколого-геологической оценки территории полигона бытовых отходов (пос. Пржевальское, Смоленская область) // Матер. IV международ. чтений памяти Н. М. Пржевальского: «Творческое наследие Н. М. Пржевальского и современность». Смоленск: Изд-во «Манжета», 2014. С. 120–123.

5. Подлипский И. И., Жабриков С. Ю. Разработка концепции обращения с отходами на природных территориях особой охраны (на примере национального парка «Смоленское Поозерье») // Экология и промышленность России. М.: Изд-во ЗАО «Калвис». 2016. Т. 20, № 10. С. 2–9.

6. Терехова А. В., Попова Е. А., Зеленковский П. С. и др. Эколого-геохимический мониторинг состояния оз. Сапшо и пос. Пржевальское. Методика. (Национальный парк «Смоленское Поозерье») // Актуальные проблемы геологии, геофизики и геоэкологии северо-запада России: Тр. XXIV Молодёж. науч. конф., посвящ. памяти чл.-корр. АН СССР К. О. Кратца / Ред. Ф. П. Митрофанов. Апатиты: Изд-во: К & М, 2016. С. 197–201.

7. Терехова А. В., Подлипский И. И., Зеленковский П. С. и др. Разработка сети пробоотбора для комплексного эколого-геологического мониторинга территории национального парка «Смоленское Поозерье» // Матер. Всероссийской науч.-практ. конф., посвящ. памяти проф. В. А. Шкаликова «Природа и общество: в поисках гармонии». Смоленск, 2016. С. 150–155;

8. Хокс Х., Уэбб Дж. Геохимические методы поисков минеральных месторождений. М.: Мир, 1964. 487 с.

УДК 550.4

## КОМПЛЕКСНОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ ХИМИЧЕСКОГО И МИНЕРАЛОГИЧЕСКОГО СОСТАВА ОБРАЗЦОВ СОЛЕОТЛОЖЕНИЙ НЕФТЕГАЗОКОНДЕНСАТНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ

**Н. Н. Ухова, В. В. Акулова, Е. В. Худоногова**

Институт земной коры СО РАН, ул. Лермонтова 128,  
664033 Иркутск, Российская Федерация; nat\_ukhova@crust.irk.ru

В процессе разработки и эксплуатации нефте-газоконденсатных месторождений образуются солевые отложения на стенках трубопроводов, что приводит к уменьшению их эффективного диаметра и пропускной способности. Осадки солевых отложений не являются мономинеральными и имеют сложный состав, включающий как минеральную, так и органическую часть, которая при химических анализах квалифицируется как «потери при прокаливании». Наряду с углеводородными компонентами и продуктами коррозии, в составе солевых отложений могут присутствовать десятки различных минералов с преобладанием следующих типов солей: кальцита – CaCO<sub>3</sub>, гипса – CaSO<sub>4</sub> · 2H<sub>2</sub>O, ангидрита – CaSO<sub>4</sub>, бассанита – CaSO<sub>4</sub> · 0,5H<sub>2</sub>O, барита – BaSO<sub>4</sub>, галита – NaCl. При решении проблем предотвращения образования неорганических солей в нефтяных и газоконденсатных скважинах применяются химические и механические методы [1–4].

В Центре коллективного пользования «Геодинамика и геохронология» ИЗК СО РАН был выполнен цикл исследований химического и минерального состава солеотложений нефтегазоконденсатных месторождений Иркутской обл.

В данной работе приводятся результаты изучения химического и минералогического состава солеотложений с внутрискважинного оборудования. Проба отобрана при работе скважины в газопроводе, представляет образец шламовой пробки.

Внешний вид исследуемого образца неорганического осадка представлен жёлто-серым песчаным материалом, с неокатанными плоскими слоистыми частицами тёмного цвета размером 3–13 мм, отмечается реакция с соляной кислотой (5 % HCl), присутствует запах нефтеорганики.

*Определение минералогического состава.* Образец был исследован методом порошковой дифракции на дифрактометре ДРОН-3, рентгенограмма идентифицирована с помощью программы поиска фаз. Количественное соотношение компонентов рассчитано по корундовым числам методом RIR. Полученные соотношения фаз носят приближённый характер. Рентгенометрические данные, условия съёмки: аппарат ДРОН-3.0, излучение – Cu K $\alpha$ , Ni – фильтр, V = 25 кВ, I = 20 мА, угловой диапазон: 3 – 65° – 2 $\theta$  со скоростью измерения – 1°/мин.

В изучаемом образце определён следующий фазовый состав: кальцит (магнезиальный) – 45 ± 5 %, арагонит – 34 ± 5 %, гипс – 17 ± 5 %, кварц <2 %. Дифракционная картина имеет слабые интенсивности и широкие рефлексы, что указывает на структурное несовершенство данных минералов, присутствие железа в рентгеноаморфной форме.

*Определение химического состава.* Определение содержаний основных и следовых элементов выполнено методом химического анализа и методом рентгенофлуоресцентного анализа (РФА).

В химической группе ЦКП «Геодинамика и Геохронология» Института земной коры СО РАН силикатный анализ выполняется согласно Инструкциям №№ 138-X, 101-X, 231-X, 197-X. Одновременно сотрудниками лаборатории в течение ряда лет проводилась работа по освоению и внедрению новых методов анализа, что позволило значительно оптимизировать существующую комплексную схему химического анализа горных пород и минералов [5–10].

Для РФА применялись стандартные приемы и методики анализа [5, 10–11]. Использовали рентгенофлуоресцентный кристалл-дифракционный спектрометр TIGER фирмы Bruker AXS (Германия), укомплектованный рентгеновской трубкой мощностью 4 кВт с Rh-анодом и Be-окном толщиной 75 мкм. Анализ проводился с применением излучателей, приготовленных из 1 г образца, путём пресования на подложке из борной кислоты.

Для учёта взаимных влияний элементов использован вариант способа  $\alpha$ -коррекции. Учитывался также вклад в экспериментальные интенсивности аналитических линий определяемых элементов излучения налагающихся линий.

Точность определения содержания Na<sub>2</sub>O, MgO, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, SiO<sub>2</sub>, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, SO<sub>3</sub>, K<sub>2</sub>O, CaO, TiO<sub>2</sub>, MnO, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>общ. с использованием разработанной методики соответствует требованиям, предъявляемым к методикам IV категории точности. Относительное среднее квадратическое отклонение результатов не превышает 30 % при доверительной вероятности P = 0,95 [13].

Полученные результаты анализа представлены в таблице.

Таблица – Результаты определения содержания породообразующих элементов в образцах осадков, %

Элементы	Содержание породообразующих оксидов, %		Содержание микроэлементов, %	
	силикатный анализ	РФА	РФА	
SiO <sub>2</sub>	1,41	1,94	ZnO	1,57
TiO <sub>2</sub>	0,02	0,04	SrO	1,49
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,27	0,24	Cl	0,46
FeO	4,12	-	CuO	0,32
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	5,24	12,13*	PbO	0,03
MnO	0,42	0,47	Cr	0,02
MgO	0,62	0,67	NiO	0,006
CaO	37,50	46,11	Br	0,0051
Na <sub>2</sub> O	0,68	0,62	C	28,6
K <sub>2</sub> O	0,20	0,25	*методом РФА определено общее содержание Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	<0,03	0,02		
ППП(1 000°)	8,83	-		
CO <sub>2</sub>	33,31	-		
SO <sub>3</sub>	3,95	5,01		

*Заключение.* Проведённые исследования показали, что основным компонентом образца солеотложений с внутрискважинного оборудования (шламовой пробки) являются карбонаты. Используя данные химического количественного анализа, можно ориентировочно рассчитать содержание минералов:  $\text{CaCO}_3$  – 61,98 %,  $\text{MgCO}_3$  – 1,3 %, некоторое количество  $\text{CO}_2$  может быть связано с  $\text{Fe}^{2+}$  –  $\text{FeCO}_3$ ,  $\text{Mn} - \text{MnCO}_3$ ,  $\text{Sr} - \text{SrCO}_3$ ;  $\text{Zn} - \text{ZnCO}_3$ ; содержание  $\text{CaSO}_4$  в гипсе 6,72 %. Возможно присутствие соединений оксида  $\text{Fe}^{3+}$  в виде  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , незначительное количество  $\text{NaCl}$  (до 1 %).

Данные рентгенофазового анализа подтверждаются результатами определения содержаний химического состава: высокие содержания  $\text{Ca}$  и  $\text{CO}_2$ , незначительные содержания примесей ( $\text{Na}_2\text{O}$ ,  $\text{MgO}$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{P}_2\text{O}_5$ ,  $\text{K}_2\text{O}$ ,  $\text{TiO}_2$ ,  $\text{MnO}$ ).

Присутствие арагонита и кальцита показывает возможное разнообразие форм  $\text{CaCO}_3$ . По литературным данным [14–16]: арагонит – нестабильная фаза карбоната  $\text{Ca}$ . Однако, несмотря на одинаковый химический состав, арагонит и кальцит имеют различные кристаллические решётки, поэтому и свойства минералов различаются. Арагонит образует призматические, столбчатые, таблитчатые, игольчатые и копьевидные кристаллы, в специфических термальных условиях формируется арагонитовый гороховый камень). Существует разновидность оолитового известняка – арагонит ( $\text{CaCO}_3$ ), в которой оолитовые зёрна имеют одновременно радиально-лучистую и концентрически-скорлуповатую структуру. Порода состоит из горошин или эллипсоидов размером от микрометров до 15–25 мм, часто наблюдается волнистая слоистость (полосчатость). Оолиты образуются в воде (как в морях, так и в тёплых источниках) в ходе различных химических процессов, в том числе с участием живых организмов. Зёрна оолитов могут появляться при диагенезе и на других стадиях преобразования осадков при циркуляции в них растворов, обычно (но не всегда) растут вокруг ядра, которым может стать песчинка, обломок раковины и т. п. В состав оолитов может входить карбонат  $\text{Ca}$ , окислы  $\text{Fe}$  и  $\text{Mn}$  и других минералов.

Для решения технологических задач по удалению солеотложений с внутрискважинного оборудования необходимы дополнительные исследования по растворимости осадков и выбору реагентов.

1. Гумерова Г. Р. Анализ методов борьбы с образованием отложений неорганических солей в скважинах Республики Башкортостан // Аллея науки. 2011. № 4. С. 10–12.
2. Латыпов А. Р., Рагулин В. В., Волошин А. И. и др. Регулирование солеотложений в нефтяных и газоконденсатных скважинах ООО «РН-Пурнефтегаз» // Нефтяное хозяйство. 2007. № 11. С. 66–69.
3. Мендибаев А. М., Рагулин В. В. Солеотложения в системе добычи нефтесбора Узеньского месторождения // Нефтепромышленное дело. 2011. № 11. С. 39–42.
4. Шангараева Л. А. Методы предотвращения отложений солей в нефтяных скважинах // Инновации в науке. 2013. № 27. С. 163–167.
5. Ревенко А. Г. Физические и химические методы исследования горных пород и минералов в Аналитическом центре ИЗК СО РАН // Геодинамика и Тектонофизика. 2014. Т. 5(1). С. 101–114.
6. Джефферс П. Химические методы анализа горных пород. М.: Мир, 1973. 470 с.
7. Химический анализ горных пород и минералов / Под ред. Н. П. Попова, И. А. Столяровой. М.: Недра, 1974. 248 с.
8. Сизых Ю. И. Комплексная схема химического анализа горных пород и минералов. Отчёт. Иркутск: ИЗК СО АН СССР, 1985. 61 с.
9. Ухова Н. Н., Сизых Ю. И., Ревенко А. Г. Метрологическая оценка методики определения содержания щелочных элементов в образцах горных пород на атомно-абсорбционном спектрофотометре «SOLAAR M» // Тез. докл. Съезда аналитиков России «Аналитическая химия – новые методы и возможности». М.: НСАХ РАН, 2010. С. 301–302.
10. Ухова Н. Н., Худоногова Е. В. Применение комплекса химических методов для исследования образцов гипсового камня // Новая наука: Современное состояние и пути развития. Стерлитамак: РИЦ АМИ. С. 16–20.
11. Американская рентгенометрическая картотека ASTM PDF\*
12. Михеев В. И. Рентгенометрический определитель минералов. М.: Госгеолтехиздат, 1957. 867 с.
13. ОСТ 41-08-205-04. Стандарт отрасли. Управление качеством аналитических работ. Методики количественного химического анализа. Разработка, аттестация, утверждение. М., 2004. 105 с.
14. Геологический словарь. Т. II, М–Я / Под ред. А. Н. Криштофовича М.: ВСЕГЕИ, 1960. 248 с.
15. Годовников А. А. Минералогия. М.: Недра, 1975. 519 с.
16. <https://ru.wikipedia.org/wiki/Арагонит>

## ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ИНДИКАТОРЫ УЧАСТИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД В ПИТАНИИ РЕК И ОЗЁР

Г. С. Шилькрот

Институт географии РАН, Старомонетный пер. 29, 119017 Москва, Российская Федерация; g.s.shilkrot@igras.ru

Химический состав природных вод, в том числе и подземных (грунтовых) – важнейший индикатор экологического состояния ландшафтов, т. е. среды обитания человека. Он же может рассматриваться в качестве индикатора динамики процессов в ландшафтах в современных меняющихся условиях климата и мощного воздействия антропогенного фактора. Подземные воды всегда использовались населением в питьевых целях. И эти воды выполняют также роль экологического фактора для рек и озёр, получающих с ними химические элементы. В настоящее время роль подземных вод возрастает в связи с отмечающимся из-за изменений климата увеличением доли их в питании рек в гумидной зоне.

Ниже обсуждаются геохимические свойства природных вод, сформированные в условиях как слабо освоенных, фоновых, так и сильно освоенных человеком ландшафтов. Представлены результаты многолетних наблюдений за геохимическими свойствами подземных вод (родников и скважин) осадочных четвертичных отложений Валдайской возвышенности и центра Русской равнины. С ними сопоставляются химические показатели речных и озёрных вод и атмосферных осадков.

Наблюдения за составом природных вод проводились в нескольких ключевых районах: в бассейне оз. Селигер [4, 5], на оз. Валдайском; в Московской обл. и её окружении; на территории г. Москвы [6]; в бассейне р. Сейм – ниже г. Курска [3].

Основные результаты были получены по многолетним исследованиям, начатым Институтом географии РАН в бассейне оз. Селигер в 2001 г. Наблюдения в других районах были в основном кратковременны, но результаты их существенно дополняют материалы по бассейну оз. Селигер.

Химический анализ отбирившихся проб воды включал измерение величины рН, минерализации, содержания основных ионов и микроэлементов, включая токсичные и тяжёлые металлы. Определение микроэлементов выполнялось в Центральном научно-исследовательском геолого-разведывательном институте (ЦНИГРИ) методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой, ICP–MS, на приборе ELAN 6100 фирмы Perkin Elmer.

*Геохимическая характеристика природных вод бассейна оз. Селигер.* Водосборный бассейн оз. Селигер занимает водораздельное положение в юго-восточной части Валдайской возвышенности. Его территория испытала воздействие последнего валдайского оледенения. Рельеф здесь холмисто-моренный и в целом характерна мощная, до 50–60 м, толща ледниковых и постледниковых отложений. Из них наиболее распространены суглинки с прослоями супесей и песков, а в понижениях – флювиогляциальные отложения. На всей территории отмечается выраженная в разной степени заболоченность. Все исследованные воды имеют гидрокарбонатно-кальциевый состав, типичный для зоны избыточного и достаточного увлажнения.

В табл. 1 представлены гидрохимические показатели вод оз. Селигер и части его водосбора (Селижаровский плес) за 2002–2013 гг.

Таблица 1 – рН и минерализация вод бассейна оз. Селигер, мг/л (n > 20 по каждому из объектов)

Объект/показатель	рН	Минерализация
Родники	7,0–7,8	250–410
Колодцы	5,6–7,6	115–310
р. Крапивенка*	6,0–8,1	50–285
Озеро**	6,0–7,6	100–110

Примечание. \* – репрезентативный приток для всего озера; \*\* – Осташковский плёс; центр, поверхность.

Из табл. 1 явствует, что воды родников самые минерализованные. Они имеют нейтральную и даже несколько щелочную реакцию в сравнении с водой колодцев в освоенной прибрежной части

озера. Отметим, что повышенная минерализация речной воды отмечается в меженный период при питании р. Крапивенки подземным стоком.

Для родниковых вод бассейна оз. Селигер характерно более высокое содержание в них ряда микроэлементов: Fe, Sr, Ti, Cr и Ba, и при этом малое содержание Zn (табл. 2). В отличие от состава воды колодцев, эти особенности родниковых вод почти неизменны на протяжении года и многих лет. Содержание тяжёлых металлов (ТМ), кроме Fe, в родниках, как и в других природных водах бассейна оз. Селигер, существенно ниже принятых питьевых нормативов (ПДК).

Таблица 2 – Среднее содержание ТМ, наиболее характерных для вод бассейна оз. Селигер, мкг/л (n > 10 по каждому из объектов)

Элемент	Родники	Колодцы	Приток*	Озеро**	ПДК
Fe	498	356	470	196	300
Sr	218	99	94	66	7 000
Ti	102	44	33	18	100
Cr	12,3	5,2	7,3	3,5	50
Ba	32	24	14	20	100
U	0,4	0,1	0,4	0,08	100
Zn	2,6	18	1,8	1,8	1 000

Примечание. \* – р. Крапивенка; \*\* – Осташковский плёс; центр, поверхность

Некоторые авторы [1], указывая на повышенное содержание Ti, Cr и Ba, являющихся литогенными элементами, в донных осадках Шатурских озёр (Московская обл.), связывают это явление с составом флювиогляциальных кварцевых полевошпатных песков. Последние, как известно, распространены в ложбинах стока ледниковых вод.

Из табл. 2 видно, что в озёрной воде, в отличие от речной и тем более вод родников и колодцев, концентрации ТМ заметно ниже. И это вполне согласуется с представлением, что озеро наряду с подземным стоком получает приток химических элементов с поверхностными водами с обширных лесных и заболоченных массивов.

*Геохимическая характеристика природных вод центра Европейской части России.* Данные о составе подземных вод на большей, по сравнению с бассейном оз. Селигер территории, включающей Московский регион и его окружение, дают представление о характере его пространственной изменчивости. Заметим, что на этой территории подземные воды, как и на Северо-Западе, дренируют ледниковые и постледниковые отложения. Но здесь уже несколько иные ландшафтные условия (меньше площадь лесов, 40 % территории и менее, другой их состав как и характер почв).

По показателям минерализации (110–545 мг/л), гидрокарбонатно-кальциевому составу и почти нейтральной реакции (рН 6,2–7,5) подземные воды на этой территории мало отличаются от родниковых вод бассейна оз. Селигер. Мало различаются воды и по содержанию в них важнейших микроэлементов, включая ТМ.

В табл. 3 представлены данные о содержании ряда микроэлементов в подземных водах центра Европейской России. Для сравнения даны концентрации тех же элементов в снежном покрове (в конце зимы) фоновых ландшафтов и среднее их содержание в реках мира – как кларки [2].

Таблица 3 – Содержание микроэлементов в подземных водах и в снежном покрове, мкг/л (2011–2013 гг.)

Элементы	Снежный покров*(n = 4)	Подземные воды (n = 12)	Кларк
Li	0,05/(0,01–0,09)	6,6/(1,2–18,5)	3,0
Ti	1,6/(0,1–3,7)	65/(39–108)	3,0
Sr	4,0/(0,9–6,5)	302/(119–472)	70
Cr	0,8/(0,5–1,3)	11,8/(5,6–25,2)	1,0
Ba	1,4/(1,1–2,1)	27/(2,7–74)	20
Ni	0,6/(0,1–0,8)	3,2/(1,2–7,6)	0,30
Zn	10,1/(7,5–13)	2,7/(0,3–7,0)	20
As	0,6/(0,2–1,0)	1,4/(0,3–5,3)	2,0

Примечание. \* – Снег отбирался в Тверской и Курской обл. В числителе – средние величины, в знаменателе – минимум и максимум.

Из табл. 3 видно, что подземные воды рассматриваемой территории обогащены в сравнении со снегом и речными водами прежде всего литогенными элементами вследствие их выщелачивания из горных пород. И, как и для бассейна оз. Селигер, в этих водах повышено содержание Fe ( в табл. 3 не представлено), Sr, Ti, Ba, Cr, Li, Ni. Тогда как Zn содержится мало. Максимальные концентрации последнего отмечаются в снеге, что связано с загрязнением атмосферных осадков [5].

Хорошее соответствие геохимических показателей подземных вод для ландшафтов Верхней Волги и центра Европейской России позволяет считать эти показатели естественными геохимическими свойствами, или индикаторами незагрязнённых подземных вод. Из этого следует, что данные геохимические индикаторы можно использовать для оценки роли этих вод в питании рек и водоёмов. И более того, благодаря этим индикаторам можно оценивать наличие или отсутствие загрязнения как самих подземных вод, так и питаемых ими рек и водоёмов.

Из табл. 4 видно, что геохимические свойства вод оз. Белого и Святого (Косинские озёра), как и оз. Валдайского, близки к таковым для незагрязнённых подземных вод. Воды другого озера – Долгое (г. Лобня, Московская обл.), при несомненном участии в его водном питании подземных вод, явно загрязнены Zn, As и Ni. Загрязнение, судя по повышенному содержанию в речной воде Cr и As, отмечается и для р. Сейм (выше г. Курчатова – ниже г. Льгова), получающей в меженные сезоны подземный приток.

Таблица 4 – Содержание тяжёлых металлов и других микроэлементов в водах озёр и рек, мкг/л

Объект	Li	Ti	Sr	Cr	Ni	Zn	As	U
оз. Валдайское-1	1,0	23	168	1,6	2,0	1,0	0,9	0,2
оз. Белое-2	6,0	48	160	6,8	1,2	1,1	1,0	-
оз. Святое-3	5,0	14	114	3,4	0,8	1,0	0,5	-
оз. Долгое-4	0,5	17	60	5,9	3,6	9,2	7,7	0,02
р. Сейм-5	5,7	61-97	650	18	2,7	0,7	7,7	
Старица-6	10	34-96	700	3,0	5,6	1,6	4,6	0,0-9,9

Примечание. Отбор проб: 1 – у Монастырского о-ва, Городской плёс, июнь 2016 г.; 2 и 3 – весна–осень 2010–2011 гг.; 4 – июль 2015 г.; 5 – февраль, июнь 2013–2015 гг.; 6 – в пойме р. Сейм, г. Льгов, февраль, июнь 2013–2016 гг. Минерализация воды (мг/л): объект 1 – 170, 2 – 220–300, 3 – 90–120, 4 – 120, 5 – 420, 6 – 460–500.

**Заключение.** Результаты многолетних исследований за составом подземных вод в бассейне оз. Селигер, дополненные наблюдениями в фоновых ландшафтах центра Европейской России, позволили вполне обоснованно указать на химические элементы – Li, Ti, Sr, Ba, Cr, содержащиеся в повышенных концентрациях в этих водах, как на геохимические индикаторы их естественных свойств, или их малой загрязнённости.

Факт аналогичного содержания указанных элементов в речных и озёрных водах даже в освоенных человеком ландшафтах будет свидетельствовать о существенном участии незагрязнённых подземных вод в питании этих рек и озёр.

В определённой степени эти индикаторы позволяют подойти к разграничению вклада природных и антропогенных факторов в формирование химического состава как подземных вод, так и питаемых ими речных и озёрных вод в освоенных человеком ландшафтах.

Геохимические индикаторы естественных свойств подземных вод позволяют выявлять возможное загрязнение как самих подземных вод, так и питаемых ими рек и озёр. И оценивать степень устойчивости последних к антропогенному загрязняющему воздействию. Что особенно важно для озёр с малым удельным водосбором, питающихся в значительной степени подземными водами (оз. Белое, с. Косино).

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы фундаментальных исследований Президиума РАН – П 15.

1. Горбатов Е. С. Основные геохимические ассоциации элементов в осадках Шатурских озёр // Актуальные проблемы экологии и природопользования». М.: Росс. ун-т дружбы народов, 2013. Вып. 15. С. 168–172.

2. Добровольский В. В. Основы биогеохимии. Учебник для высших учебных заведений. М.: Изд. Центр. Академия, 2003. 400 с.

3. Замотаев И. В., Кайданова О. В., Кудерина Т. М. и др. Геохимические особенности аквальных ландшафтов бассейна р. Сейм (Курская область) //Биогеохимия техногенеза и современные проблемы геохимической экологии / Тр. IX Международ. биогеохим. шк. 24–28 авг. 2015 г., Барнаул. Барнаул, 2015. С. 276–279.



4. Сулова С. Б., Шилькрот Г. С., Кудерина Т. М. Многолетняя динамика химического состава поверхностных и грунтовых вод бассейна озера Селигер // Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов: Тр. 4-ой Всеросс. науч. конф. с международ. участием. Москва, 15–18 сент. 2015 г. М., 2015, С. 451–453.

5. Шилькрот Г. С. О миграции фосфора и других химических элементов с грунтовым стоком в сельских ландшафтах // Научное обеспечение реализации «Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г.». Петрозаводск: Карельский н. центр РАН, 2015. С. 386–394.

6. Шилькрот Г. С., Труфанов Н. В. Экология малых озёр в Косино (Москва) в условиях урбанизированной среды // Проблемы региональной экологии. 2014. № 1. С. 104–110.

УДК 550.4

## РАДОНОПРОНИЦАЕМОСТЬ ПОЧВЕННЫХ ПОКРОВОВ ЮЖНОГО ПОЛЕСЬЯ

А. В. Шабатура<sup>1</sup>, Ю. Г. Тютюнник<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Институт геологии Киевского национального университета,  
ул. Васильковская 90, 03022 Киев, Украина; dard@ukr.net

<sup>2</sup> Институт эволюционной экологии НАН Украины, ул. акад. Лебедева 37,  
03143 Киев, Украина; carmel@mail.ru

При рассмотрении вопроса формирования уровней  $R_n$  в воздухе жилых помещений необходимо учитывать все возможные источники его поступления. Наиболее значимый фактор, обуславливающий проникновение  $R_n$  в подвальное или непосредственно в жилое пространство, – приток почвенного газа. Только в редких случаях повышенное содержание  $R_n$  в воздухе жилых помещений может быть связано с его эксхалацией из строительных материалов, систем водо- или газоснабжения. Как правило, геогенный  $R_n$ , то есть  $R_n$ , поступающий с земли, имеет преимущественно почвенное происхождение. Глубинные потоки  $R_n$ , создающие высокие концентрации в почвах имеют место в связи со специфической геологической ситуацией. С этих позиций понятен тезис, что в большинстве случаев высокие концентрации  $R_n$  в воздухе помещения зависят не от абсолютного его содержания в почвенном газе, а от транспортных и ёмкостных свойств почв.

В качестве объектов исследований, связанных с оценкой радонопроницаемости, выбраны ведущие типы почв Южного Полесья (геоэкологический полигон «Бучанский» Ирпень-Буча-Ворзельской рекреационной зоны г. Киева; табл.).

В комплексе изучения почвенных покровов проводились измерения объёмной активности  $R_n$  (ОАР) и еще ряд геофизических исследований (табл.). Концентрация  $R_n$  в верхних почвенных горизонтах сильно зависит от действия внешних факторов (погодные и временные колебания температуры, барометрического давления, нарушенная структура верхних слоев). Для исключения этих неопределённостей измерения проводились на глубинах 70–90 см.

Радонопроницаемость почв – комплексная характеристика, позволяющая оценить способность к перемещению  $R_n$  в газовой форме. Очевидно, что пористые и проницаемые почвы имеют наибольшие её показатели.

Распределение  $R_n$  между почвенными фазами определяется структурой, текстурой, пористостью, связностью, проницаемостью, влагоёмкостью почв. Перемещение  $R_n$ , реализующееся главным образом через молекулярную диффузию и конвекцию, сильно зависит от пористости, гранулометрического состава и, в меньшей мере, от радиогенных источников  $R_n$  и влажности.

Кроме почв супераквальных ландшафтов, развиты преимущественно песчанистые разновидности с средней и высокой пористостью и проницаемостью. Характерна сильная изменчивость величины коэффициента эманирования ( $K$ ). Для целинных или богатых органикой почв  $K$   $R_n$  составляет 0,46, для суглинисто-глинистых почв – 0,22 (мод – 0,2).

Прослеживается коррелируемость между содержанием обменных катионов, сорбционной ёмкостью почв и ОАР. Железо- и марганцевые оксиды и гидрооксиды играют важную роль в адсорбционных процессах Ra. Часто наблюдается ситуация, когда процессы растворения и адсорбции радийсодержащих веществ приводят к вторичной его аккумуляции на поверхности частичек почв и формированию «эманирующих коллекторов». Низкие и умеренные концентрации Ra в почвах приводят к высоким концентрациям  $R_n$ , если Ra адсорбирован на поверхности зёрен. А уменьшение  $K$  в почвенные

горизонтах А и Е, в сравнении с материнским или дерново-гумусовыми горизонтами, объясняется вымыванием Fe из этих горизонтов.

Таблица – Физико-химические и водно-фильтрационные характеристики ведущих типов почв Южного Полесья

Тип почв		I	II	III	
Индекс почвенного горизонта		I <sub>гп</sub>	P <sub>г</sub>	P <sub>ггг</sub>	
Глубина, см		50–76	80–89	12–50	
Содержание глинистых частиц <0,01 мм, %		9,21	7,30	8,9	
Плотность, г/см <sup>3</sup>		1,48	1,63	–	
Коэффициент фильтрации, м <sup>3</sup> /сутки		7,15	14,3	–	
Ёмкость ППК, мг-экв/100г		2,8	1,8	–	
Содержание обменных катионов, мг-экв/100г		Ca <sup>2+</sup>	0,38	8,45	–
		K <sup>+</sup>	0,034	0,5	–
		Mg <sup>2+</sup>	–	0,4	–
		Fe <sup>2+</sup>	0,79	–	–
Сорбционная ёмкость почв, мг/г		Cs	0,11	0,04	–
		Sr	0,05	0,05	–
		Zn	0,42	0,16	–
		Cu	0,25	0,03	–
Физические параметры	Мощность экспозиционной дозы, мкР/час	мин	8,3	6	5,9
		сред.	10,5	7,1	7,9
		макс.	12	7,8	9,3
	Удельная активность радона, Бк/м <sup>3</sup>	мин.	2,3	1,5	0,6
		сред.	4,2	3,24	1,5
		макс.	5,4	5,29	2,4

Примечание. Тип почв: I – дерново слабоподзолистые пыльно-песчаные трансэлювиальных ландшафтов с дерново-слабоподзолистыми легкосуглинистыми почвами; II – дерново-боровые пыльно-песчаные элювиальных ландшафтов с слабоподзолистыми песчаными и дерново-боровыми почвами, III – лугово-болотные супесчаные супераквальных ландшафтов с лугово-болотными и торфяно-болотными почвами. Характеристика геоэлектрических слоёв: а – легкосуглинистый (супесчаный), влажный; b – супесчаный и песчаный, сухой; с – суглинистый, водонасыщенный.

Коэффициент фильтрации показывает обратную зависимость с ОАР. Увеличение фильтрации приводит к лучшей вентилируемости пустотного пространства почв и, так образом, разубоживанию почвенного Rn.

Влияние влажности на величину ОАР в почве проявляться двояко. Увеличение влажности почв уменьшает вероятность связывания Rn в прилегающем зерне частицы почвы (вода более плотная среда, нежели воздух). Однако слишком большая влажность может блокировать почвенные поры и принуждать Rn перемещаться через почву. В большинстве случаев влажные системы имеют большую эманулирующую эффективность, чем сухие. С другой стороны, транспортная функция Rn во влажных системах снижена в сравнении с сухими.

Пористые и проницаемые среды благоприятны для перемещения Rn в газовой форме, а влажность почв приводит к увеличению растворения Rn в водной фазе, вовлекая его в транспорт, тем самым уменьшая значения молекулярной диффузии и адвекции.

Ключевая роль транспорта Rn в почвах и горных породах подчеркивается положительной корреляционной связью между коэффициентом диффузии и воздушной проницаемостью почв.

Таким образом, оценку радонопроницаемости почв можно представить в виде отношения:

$$C_{Rn} = \frac{A_{Rn}^{DvW} + A_{Rn}^J}{A_{Rn}^{max} + A_{Rn}^{ab}}, \quad (1)$$

где  $C_{Ra}$  – относительная радоноёмкость почвы,  $A_{Rn}^{ab}$  – ОАР формирующаяся с потока Rn, поступающего из нижележащих слоёв;  $A_{Rn}^{DvW}$  – мобильная часть Rn, которая формируется за счёт молекулярной диффузии  $D$ , адвекции  $v$ ,  $W$  – растворение в воде,  $J$  – ОАР, реализующаяся в виде эксхалации;  $A_{Rn}^{max}$  – максимальная концентрация Rn, формирующаяся за счёт аутигенного Ra  $A_{Ra}$  :

$$C_{Ra} = \frac{KA_{Ra}\rho(1-\eta)}{\eta}, \quad (2)$$

где  $K$  – коэффициент эманирования (в среднем для почв 0,2–0,25),  $A_{Ra}$  – содержание  $^{226}\text{Ra}$  в почве (в среднем 30 Бк/кг);  $\rho$  – плотность минерального скелета,  $\eta$  – пористость, дол. ед.

Компонента  $A_{Rn}^{ab}$  для исследованных почв имеет незначительный вес, поскольку поступление  $Rn$  глубинного происхождения ограничивается высокой мощностью наносов и их низкими или средними показателями газовой проницаемости. В стационарных условиях, учитывая среднее значение эффективного объёмного коэффициента диффузии  $0,03 \text{ см}^2/\text{с}$  и скорость адвекционного переноса  $Rn$  в  $10^{-4} \text{ см}^2/\text{с}$ , составляющая глубинного  $Rn$  будет менее 1/1000 в общем балансе  $Rn$  в почве.

Лёгкий гранулометрический состав наиболее представительных типов почв Южного Полесья формирует их высокую радонопроницаемость и способствует его транспортированию и формированию высоких плотностей потока в атмосферу. Повышение содержания глинистых и органических компонентов, наоборот, снижает. Происхождение  $Rn$  преимущественно почвенное. ОАР подвержена сильным вариациям от влияния внешних и внутренних факторов, по степени значимости которые располагаются в ряду: влажность, обводнённость, барометрическое давление, структура почвенных горизонтов, температура.

УДК 550.04

## ОТРАЖЕНИЕ ПРОЦЕССОВ ТЕХНОГЕНЕЗА В ДИНАМИКЕ НАКОПЛЕНИЯ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ РАСТЕНИЯМИ

Н. В. Барановская, Л. П. Рихванов, Е. В. Черненькая, Е. А. Горбатюк

Томский политехнический университет, Институт природных ресурсов,  
пр. Ленина 30, 634050 Томск, Российская Федерация; nata@tpu.ru

С появлением и развитием человечества происходит постоянное изменение геохимического состава природных сред. В результате техногенеза увеличивается концентрирование и рассеивание существующих химических элементов, создаются новые, созданные человеком вещества и изотопы химических элементов, происходит их перераспределение между земными оболочками. Глобальное изменение биосферы в результате техногенеза ярко демонстрируют работы учёных, исследующих деполирующие среды, накопление химических элементов в которых можно привязать к определённому отрезку времени. Ряд авторов показывают это на примере льдов, торфа, годовых колец деревьев [2–5, 8 и др.]. Одним из недостатков данных методов может являться возможность перераспределения отдельных химических элементов внутри изучаемого объекта в силу различных причин.

На наш взгляд, для изучения процессов изменения химического элементного состава биосферы, включая определение радиоактивных элементов и изотопов, весьма эффективным является использование гербарного растительного материала однолетних растений. Это даёт возможность непосредственно определить концентрации химических элементов в растении в определённом времени и провести реконструкцию как глобальных, так и локальных изменений природной среды и биоты. Подобные работы активно проводятся за рубежом [7, 9–12 и др.], но в России пока единичны [6]. Исследования в этом направлении позволяют получить новые знания об этапах эволюции природных сред и провести историческую реконструкцию динамики изменения элементного состава растений обширных территорий.

Необходимо отметить, что растительность является наиболее чувствительным компонентом, отражающим как воздушное, так и почвенное загрязнение. Преимущество растительности, как биоиндикатора, состоит в том, что она: суммирует все биологически важные данные об окружающей среде и отражает её состояние в целом; устраняет трудную задачу применения дорогостоящих методов исследования; исключает невозможность регистрирования залповых и кратковременных выбросов токсикантов; указывает пути и места скопления в экосистемах различного рода загрязнений; позволяет судить о степени вредности веществ для живой природы.

Объектами нашего исследования являются три вида растений: черника обыкновенная (*Vaccinium myrtillus*), брусника (*Vaccinium vitis-idaea*), лабазник вязолистный (*Filipendula ulmaria* (L.) Maxim). Отбор проб растительного материала проводился в соответствии с ГОСТ 27262–87, ГОСТ 24027.0–80. Надземную часть растений собирали в период цветения, в начале плодоношения. Отбор проб был произведён на территории Томской обл. в летний период 1999, 2004, 2005, 2011, 2012 гг. Высушенное воздушным способом сырьё измельчали и просеивали через сито с диаметром отверстий 1 мм.

Также были отобраны образцы гербарного растительного материала в гербарии им. П. Н. Крылова Национального исследовательского Томского государственного университета и в гербарии Государственного Центрального Сибирского ботанического сада СО РАН.

Всего проанализировано 259 проб растительного материала. Из них лабазник вязолистный (*Filipendula ulmaria* (L.) Maxim) – 154 шт., брусника (*Vaccinium vitis-idaea*) – 36 шт. и черника обыкновенная (*Vaccinium myrtillus*) – 69 шт.

Отбор проб почв производился в местах отбора проб современного растительного материала на территории Томской обл. Отбор и подготовка проб проводилась в соответствии с ГОСТ 17.4.3.01-83, ГОСТ 17.4.4.02-84. Всего проанализировано 78 почвенных проб. В работе были использованы следующие методы анализа проб: нейтронно-активационный анализ (ИНАА); анализ индуктивно-связанной плазмой с масс-спектрометрическим окончанием (ИСП-МС); альфа-спектрометрический анализ с радиохимической подготовкой проб.

Все анализы проводились в современных лабораториях, имеющих аккредитацию.

Нами изучены особенности содержания химических элементов и выявлены индикаторы техногенеза, установлена региональная специфика элементного состава растений некоторых регионов территории юга Сибири. Материал, полученный в результате изучения элементного состава однолетних травянистых и многолетних кустарничковых лекарственных растений за 126-летний промежуток времени с 1886 по 2012 гг. показал, что имеет место значимо различимое концентрирование определённых химических элементов на разных этапах развития биосферы. На наш взгляд, в разрезе ядерного техногенеза развитие биосферы можно условно разделить на три периода. Первый период – доядерный период – временной промежуток до 1944 г. включительно, когда явление радиоактивности уже открыли, но еще не использовали масштабно радиоактивные элементы. Второй период – ядерный период с 1945 г. по 1963 г. Это время мощных и интенсивных ядерных испытаний в воздушной, водной и космической среде. Колоссальное количество впервые созданных человеком радиоактивных элементов выпало на поверхность суши и океанов всей планеты. Третий период – современный период с 1964 г. по настоящее время. Это запрет на испытание ядерного оружия в трёх средах (атмосфере, космическом пространстве и под водой), эра «мирного использования атома» и оценки последствий ядерных испытаний для человека и природы. Каждый из этих периодов характеризуется своими геохимическими особенностями состава природных сред, в том числе биоты. При этом, современный период разбит на 2 периода: с 1964 г. по 1986 г. – постядерный период и с 1987 г. по 2012 г. – современный период, поскольку имеет место различие в геоэкологическом состоянии биосферы. Это обусловлено тем, что в с 1964 г. по 1986 г. интенсивные ядерные испытания в атмосфере больше не проводились, за исключением серии атмосферных взрывов на полигоне Лобнор в 1967, 1969, 1970, 1973, 1974, 1976 и 1980 гг. [1], а также тем, что в данный период времени выходили на полную мощность предприятия ядерно-топливного цикла (Горный химический комбинат (ГХК) (Красноярский край) и Сибирский химический комбинат (Томская обл.) и произошла Чернобыльская катастрофа.

Исследования позволили выяснить, что тренд увеличения содержания от доядерного периода к современному в составе черники юга Сибири имеют такие элементы как Na, Ca, Sc, Cr, Fe, As, Br, Sr, La, Nd, Sm, Yb, Lu, Hf, Au, U. Уменьшение содержание во времени характерно для Rb, Ag, Tb, Ta, Th. Региональные тенденции по Томской обл. характеризуются увеличением содержания Sc, Co, La, Ce, Nd, Sm, Eu, Yb, Hf, Au, U в составе черники с 1964 г. по 1986 г., что обусловлено на наш взгляд техногенным фактором. Региональные тенденции по Республике Алтай характеризуются увеличением содержания Ca, Rb, Sr, Au в составе черники в ядерный период времени, а Na, Sc, Fe, Ag, As, La, Nd, Eu, Tb, Lu, Hf, U имеют максимум своего содержания в чернике сборов 1987–2012 гг. Также, необходимо отметить, что по величинам соотношений элементов Th/U и La /Yb фиксируется резкая смена геохимической обстановки между ядерным и постядерным периодом времени.

Тренд увеличения содержания от доядерного периода к современному в составе лабазника вязолистного юга Сибири имеют такие элементы как Na, Ca, Sc, Zn, As, Sr, Cs, Ba, La, Ce, Nd, Sm, Eu, Tb, Yb, Lu, Hf, Ta, Au, Th. Уменьшение содержание во времени характерно для Co, Br, Ag, Sb, U. Относительно постоянными с течением времени остаётся содержание Cr, Fe, Rb. Региональные тенденции по Томской обл. характеризуются увеличением содержания Na, Ca, Sc, Cr, Fe, Co, Zn, As, Br, Nd, Sm, Eu, La, Ce, Hf, Au, Th, U в составе лабазника с 1964 г. по 1986 г., что обусловлено на наш взгляд запуском производств предприятия ядерно-топливного цикла. Региональные тенденции по Республике Алтай характеризуются увеличением содержания Sc, Fe, Sb, Cs, Nd, Sm, Tb, Lu, Th в составе лабазника от доядерного периода к современному, а Zn, Rb, Eu, Ta, U имеют обратную тенденцию. Содержание Cr и Sr не изменяется во временном ряду. Для лабазника Новосибирской обл. тенденция увеличения содержания от доядерного периода к современному характерна для Na, Ca, Cr, Sr, Sb, Cs, Ba, La, Sm, Eu, Yb, Lu, Hf, Au, Th, U. Обратная тенденция отмечена у Co, Zn, Ag, Ta. Лабазник центральной части Республики Хакасия накапливает в своём составе от доядерного периода к современному Na, Sc, Cr, Fe, Sr, Sb, Cs, Ba, La, Ce, Eu, Tb, Hf, Th. В постядерном периоде высоко содержание Zn, Rb, Yb, Au. Низкое содержание в ядерном и постядерном периоде характерно для Br, Ce, Sm, Lu, Ta, U. Также, необходимо отметить, что по величинам отношений Th/U и La/Yb в лабазнике Томской обл. фиксируется уменьшение содержания U во временном ряду и обогащение лабазника лёгкими лантаноидами в постядерном периоде. Лабазник всех исследованных областей в исследованном интервале времени постепенно обогащается Th (содержание U в растении уменьшается).

Тренд увеличения содержания от доядерного периода к современному в составе брусники (*Vaccinium vitis-idaea*) юга Сибири имеют следующие элементы: Na, Ca, Sc, Cr, Fe, Co, Zn, As, Br, Rb, Sr, Sb, Cs, Ba, La, Ce, Sm, Eu, Tb, Yb, Lu, Hf, Ta, Au, Th, U. Уменьшение содержания во времени характерно для Ag, Nd. Региональные тенденции по Томской обл. характеризуются высоким содержанием Rb, Sr, Ag, Ba, La, Ce, Sm, Eu, Yb, Ta, Th, Sc, Cr, Fe, Co, Zn, Lu, Au, U в составе брусники в ядерный и современный периоды времени. Уменьшение содержания во времени в бруснике Томской обл. характерно для Nd, Tb, Ta. С 1964 г. по 1986 г. повышенное содержание в составе брусники характерно для Sb, Cs, Hf. Также, необходимо отметить, что по величинам соотношений Th/U и La/Yb фиксируется резкая смена геохимической обстановки между ядерным и постядерным периодом.

Установлено, что измеряемо значимые активности  $^{239}\text{Pu}$  и  $^{238}\text{Pu}$  обнаруживаются в гербарных сборах растительности, отобранных в период 1945–1963 гг. на всех характеризуемых территориях, тогда как в период доядерного техногенеза они не обнаруживаются на детектируемом уровне измерения. В современный временной период изотопы Pu обнаруживаются только в Томском регионе на уровне 0,15 Бк/кг  $^{239}\text{Pu}$  и 0,06 Бк/кг  $^{238}\text{Pu}$ , что, с высокой долей вероятности, объясняется функционированием в этой местности плутониевых производств на Сибирском химическом комбинате.

Отношение изотопов  $^{238}\text{Pu}$  к  $^{239}\text{Pu}$  для растительности юга Сибири колеблется от 0,3 до 2,7 в материале гербарных сборов, характеризующих ядерный временной период. В Томском р-не в современный период этот показатель составляет 0,4. Эти показатели значительно выше, чем показатели этого отношения, взятые за характеристику глобальных аэрозольных выпадений от испытания ядерного оружия в атмосфере (около 0,02–0,04 при изучении почв, донных отложений, льда, воды). Это, как нам представляется, обусловлено спецификой миграции и накопления  $^{238}\text{Pu}$  в живом веществе.

Таким образом, проведенные исследования показали, что растительность отражает в динамике процессы, происходящие в биосфере под воздействием техногенеза, в том числе, ядерного техногенеза, с его спецификой проявления на разных этапах испытания ядерного оружия.

1. Булатов В. И. Россия радиоактивная. Новосибирск: ЦЭРИС, 1996. 271 с.
2. Гаушин В. М. Свидетельства фракционирования химических элементов в атмосфере Западной Сибири по данным исследования верхового торфяника // Геохимия. 2003. № 12. С. 1337–1344.
3. Межибор А. М. Экогеохимия элементов-примесей в верховых торфах Томской области. Томск, 2009. 22 с.
4. Небел Б. Наука об окружающей среде: Как устроен мир. М.: Мир, 1993. Т. 1. 424 с.
5. Рихванов Л. П., Архангельская Т. А., Замятина Ю. Л. Дендрорадиография как метод ретроспективной оценки радиэкологической ситуации. Томск: Изд-во ТПУ, 2015. 148 с.
6. Удачин В. Н. Экогеохимия горнопромышленного техногенеза южного Урала. Томск, 2012. 44 с.
7. Herpin U., Markert B., Weckert V. Retrospective analysis of heavy metal concentrations at selected locations in the Federal Republic of Germany using moss material from a herbarium // The Sci. of the Total Environ. 1997. Vol. 205. P. 1–12.
8. Olivier S., Bajo S., Fifield L. K. et al. Plutonium from Global Fallout Recorded in an Ice Core from the Belukha Glacier, Siberian Altai // Environ. Sci. Technol. 2004. 38 (24). P. 6507–6512.
9. Shotbolt L., Buker P., Ashmore M. R. Reconstructing temporal trends in heavy metal deposition: Assessing the value of herbarium moss samples // Environ. Pollution. 2007. Vol. 147. P. 120–130.
10. Lavoie C. Biological collections in an ever changing world: Herbaria as tools for biogeographical and environmental studies // Perspectives in Plant Ecology, Evolutions and Systematics. 2013. Vol. 15. P. 68–76.
11. Minganti V., Drava G., Pellegrini De R. Temporal trends (1981–2007) of trace and rare earth elements in the lichen *Cetraria islandica* (L.) Ach. from Italian herbaria // Chemosphere. 2014. Vol. 99. P. 180–185.
12. Weiss D., Shotyck W., Kramers J. D. Sphagnum mosses as archives of recent and past atmospheric lead deposition in Switzerland // Atmospheric Environ. 1999. Vol. 33, P. 3751–3763.

УДК 550.4

## ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ ОТХОДОВ КАЛИЙНОГО ПРОИЗВОДСТВА В УСЛОВИЯХ ГИПЕРГЕНЕЗА

Б. А. Бачурин, А. Ф. Сметанников, Е. С. Хохрякова

Горный институт УрО РАН, ул. Сибирская 78а, 614007 Пермь, Российская Федерация; bba@mi-perm.ru

Освоение минеральных ресурсов неизбежно сопровождается образованием значительного объема отходов горного производства, объекты складирования которых выступают в качестве основных источников эмиссии широкого спектра загрязняющих веществ в окружающую природную среду. Не

являются исключением калийные предприятия Верхнекамского месторождения солей (ВКМС), на которых ежегодно образуется 16–18 млн т солеотходов и около 3 млн т глинисто-солевых шламов. Несмотря на то, что часть отходов используют в производстве и закладывают в выработанное пространство, основную их массу складировуют на земной поверхности. В настоящее время в существующих солеотвалах накоплено более 270 млн т галитовых отходов, а количество глинисто-солевых шламов превышает 30 млн м<sup>3</sup>.

Анализ применяемых технологий обогащения калийных руд показывает, что их переработка приводит к протеканию различных физико-химических реакций, формирующих в отходах сложные органо-минеральные комплексы с участием технологических химреагентов [1]. Установлено, что большая часть содержащихся в калийных рудах токсичных микроэлементов (МЭ) и тяжёлых металлов (ТМ) в процессе их переработки переводится в глинисто-солевые шламы (ГСШ), сбрасываемые в шламохранилища [2]. Это касается, в первую очередь, сидерофильных (Fe, Ni) и литофильных (Mn, V, Ti) элементов, содержащихся в калийных рудах преимущественно в виде таких труднорастворимых минералов, как хлорит, пирит, гематит, гидрослюда, что определяет концентрацию их основного количества (87–99 %) в нерастворимом остатке (Н.О.) руд. Халькофильные элементы Zn и Cu на 40–75 % содержатся в растворимой части калийных руд в виде сульфатов и карбонатов; оставшаяся их часть, представленная в форме сульфидов, также концентрируется в Н.О. Ва в карналлитах практически полностью находится в виде легкорастворимого нитробарита, в то время, как в сильвинитах, – в виде труднорастворимых барита и витерита, что также определяет его накопление в Н.О. Вместе с тем, практически весь Вг, находящийся в виде примесей в карналлите, сильвине и галите, находится в водорастворимой форме, что определяет переход его большей части в избыточные рассолы.

Как показывает изучение ГСШ, содержание в них большинства ТМ значительно выше, чем в калийных рудах (коэффициенты концентрации валового содержания достигают 1,4–2,3) [2]. Доля кислоторастворимых соединений ТМ колеблется от 27 до 78 % валового содержания, увеличиваясь в ряду Cr, Mn, Si < Zn, Co < Pb, Ni. Данная форма ТМ отражает их максимальное количество, которое может стать миграционно-способным при кардинальном изменении геохимической обстановки, приводящей к перестройке структуры минеральной матрицы. Доля подвижных соединений, извлекаемых ацетатно-аммонийным буферным раствором, колеблется от 57–53 % (Mn, Co) до 35–30 % (Pb, Cu, Ni), достигая минимальных значений для Fe, Cr, Zn (15–16 %). Еще более низкой является доля водорастворимых форм ТМ (0,2–1 %), что свидетельствует об их нахождении в шламах в виде гидрофобных органо-минеральных комплексов.

Для оценки возможных масштабов выщелачивания из ГСШ потенциально подвижных форм ТМ атмосферными осадками выполнена серия лабораторных экспериментов, моделирующих многоэтапное воздействие на шламы воды. Полученные результаты свидетельствуют, что при взаимодействии шламов с водой происходит разрушение гидрофобных органо-минеральных комплексов, приводящее к высвобождению ТМ из связанного состояния и переводу их в подвижные формы. Наименее растворимыми элементами являются Fe, Mn и Cu, хорошо поддаются выщелачиванию Sr, Cd, Zn, Cr, Co, Ni.

Органическая составляющая ГСШ представлена преимущественно продуктами трансформации технологических химреагентов. Физико-химические процессы, протекающие в системе «реагент–вода», неизбежно приводят к существенным изменениям химического облика водорастворённой органики (аквабитумоидов), в составе которой обнаруживаются как исходные структуры реагентов, так и продукты их гидролитических преобразований. Основными продуктами преобразования используемых технологических реагентов являются полиэтоксильные соединения (полигликоли, полиоксиалканола и их эфиры, диоксоланы, диоксаны и др.), аммонийные соединения и азотистые гетероциклы, углеводородные структуры (УВ), включая полициклическую ароматику (ПАУ).

Следует отметить, что складирование глинисто-солевых шламов в шламохранилищах под слоем рассолов значительно снижает масштабы их выщелачивания и включение находящихся в них поллютантов в миграционные потоки.

Галитовые отходы, образующиеся на этапе флотационного обогащения сильвинита, характеризуются значительно меньшим уровнем загрязнения ТМ и органическими соединениями. Основная часть данных соединений относительно быстро переходит в отжимные рассолы в процессе гравитационного уплотнения отходов и поступает в рассолосборники и шламохранилища. Зафиксировано, что уже через 2–3 сут на поверхности солеотходов появляется корка, представляющая собой техно-

генную кристаллическую породу, снижающую масштабы выщелачивания отходов атмосферными осадками [3].

Так, результаты инженерно-экологического опробования солеотвала СКРУ-1, являющегося самым старым солеотвалом ВКМС, показывают, что максимальное содержание нерастворимого остатка (Н.О.), отражающего степень выщелачивания пород атмосферными осадками, приурочено к его верхнему слою: на глубине 0,15–0,25 м содержание Н.О. колеблется от 6,6–12 % (верхняя часть отвала) до 10,5–48 % (его нижняя часть); в нижележащей части разреза Н.О. не превышает 1,41–3,6 %, что соответствует «свежим» галитовым отходам флотофабрики. Минимальное содержание галита (24–67 %) отмечается в приповерхностной части солеотвала, что связано с его растворением и выносом атмосферными осадками. Особенностью минерального состава Н.О. пород отвалов является присутствие сульфата Са в виде гипса с примесью ангидрита во всём объёме солеотвала, в то время как в «свежих» галитовых отходах сульфат Са представлен только ангидритом. Это свидетельствует о том, что гипергенные преобразования, связанные с выщелачиванием галита, охватывают лишь приповерхностную часть солеотвалов (на глубину до 0,5 м), а изменения, связанные с гидратацией ангидрита и преобразованием его в гипс, прослеживаются во всем «теле» солеотвала [4].

Таким образом, преобразование солевой части отвала под влиянием атмосферных осадков происходит только в интервале глубин 0–0,5 метра и связано с выносом NaCl и относительным накоплением Н.О. Ниже этого интервала происходит литификация пород солеотвала с формированием техногенной соляной породы – галитита, а изменения касаются только преобразования минерального состава Н.О. В первую очередь, это связано гидратацией ангидрита и преобразованием сульфатов Са в гипс; магнезит, а особенно кварц и полевые шпаты, в процессе преобразования Н.О. инертны. Установлено, что процессы формирования минеральных новообразований оказывают существенное влияние на распределение элементов-микропримесей [4].

Процессы гипергенеза солеотвалов отражаются и в органической составляющей галитовых отходов. Основными компонентами битумоидов ХБА являются УВ, представленные практически одной алифатикой, и О-содержащие соединения во главе с фталатами. Максимальное содержание УВ характерно для приповерхностной части солеотвала, что связано с увеличением в результате выщелачивания солей доли нерастворимого остатка, депонирующего основную массу данных соединений. Подвижность УВ весьма незначительная, о чём свидетельствует их низкое содержание в водных вытяжках. Вниз по разрезу солеотвала содержание УВ в составе битумоидов снижается при одновременном увеличении в ХБА доли О-содержащих соединений.

Подобная дифференциация основных компонентов ХБА свидетельствует о геохимической трансформации ОВ и его битуминозной части, происходящей в процессе литификации пород солеотвала. На это, в частности, указывают полиэлементные соединения, которые, несмотря на свою минорность, достаточно чутко отражают геохимические изменения: содержание полиэлементных соединений (N + O; S + O; Si + O; NaI + O; N + S; N + O + NaI) в нижней части разреза солеотвала почти в 24 раза больше, чем в его приповерхностной зоне. По результатам лабораторного моделирования выщелачивание галитовых отходов приводит к загрязнению вод битумоидами на уровне 0,69–1,93 мг/дм<sup>3</sup>, в составе которых углеводородные соединения носят подчинённый характер (нефтепродукты – 0,01–0,12 мг/дм<sup>3</sup>). Основой аквабитумоидов являются кислородсодержащие соединения, и в первую очередь, фталаты.

Таким образом, результаты проведённых исследований свидетельствуют, что в солеотвалах проявляются процессы преобразования галитовых отходов двух типов [4]. Первый – это выщелачивание галитовых отходов атмосферными осадками с выносом NaCl и относительным накоплением Н.О. Глубина охвата солеотвала данными процессами не превышает 0,25–0,5 м, достигая максимальных значений на вершине солеотвала. Незначительным масштабам данных процессов способствует быстрое уплотнение отходов, приводящее к формированию на поверхности солеотвала корки сцементированных пород, и сохранение в их межзерновом пространстве остаточных рассолов. Выпадающие атмосферные осадки стекают по поверхности солеотвала, смывая (часто чисто механически) незначительную часть отходов и формируя зону гипергенных преобразований небольшой мощности.

Преобразования второго типа характерны для нижележащей части разреза солеотвала, где происходит литификация галитовых отходов с формированием техногенной соляной породы – галитита. Замкнутость трансформируемого объёма солеотвала, наличие в галитовых отходах остаточных рассолов (5–7 %) и процессы гравитационного уплотнения способствуют гидратации ангидрита, преобра-



зованию РОВ и окислительному минеральному новообразованию, приводящему к аккумуляции элементов-микропримесей в минеральных и органо-минеральных фазах. В целом данный процесс можно классифицировать как метаморфизм в условиях гипергенеза.

Таким образом, солеотвал можно оценивать как относительно замкнутую стабильную техногенную систему, где гипергенные процессы, приводящие к эмиссии загрязняющих веществ в окружающую среду, затрагивают не более 4–5 % объёма галитовых отходов.

Исследования выполнены в рамках проекта № 15-11-5-24 программы УрО РАН.

1. Бачурин Б. А. Технологическая экогеохимия горного производства // Горный информационно-аналитический бюллетень. 2006. № 8. С. 148–153.

2. Бабошко А. Ю., Бачурин Б. А. Тяжёлые металлы в отходах калийной промышленности // Горный информационно-аналитический бюллетень. 2009. № 5. С. 369–376.

3. Николаева Т. Н. Инженерно-геологическое обоснование рационального размещения отходов калийного производства. СПб., 1998. 20 с.

4. Сметанников А. Ф., Оносова Е. Ф. Минеральные преобразования в солеотвалах как следствие гипергенного метаморфизма // Современные проблемы теоретической, экспериментальной и прикладной минералогии (Юшкинские чтения 2016). Сыктывкар. 2016. С. 252–255.

УДК 550.4

## СОВРЕМЕННЫЕ ГАЗОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ТЕХНОЛОГИИ КОНТРОЛЯ ПРОЦЕССОВ ТЕХНОГЕНЕЗА В ГЕОЛОГИЧЕСКОЙ СРЕДЕ

**А. А. Борисов, Б. А. Бачурин**

Горный институт УрО РАН, ул. Сибирская 78а, 614007 Пермь, Российская Федерация; borissoff@mail.ru, bba@mi-perm.ru

Явление газового обмена земных недр с атмосферой, названное В. И. Вернадским «газовым дыханием Земли», послужило теоретической основой использования различных модификаций поверхностных газовых съёмки для решения широкого спектра геологических задач (картирование разрывных нарушений, контроль изменения напряжённо-деформированного состояния горного массива, прогноз геодинамических процессов, выявление нефтегазоперспективных объектов, контроль за подземными газохранилищами и др.). Проведённые исследования показали, что газы литосферы, являющиеся наиболее мобильным её компонентом, несут важнейшую информацию о состоянии недр и происходящих в них природных и природно-техногенных процессах. В качестве индикаторов данных явлений предложено использование как инертных газов радиогенного происхождения (He, Rn) [3], так и углеводородных газов. Последние особенно информативны в случае наличия в недрах мощных источников углеводородов – залежей нефти и газа, метанонасыщенных угольных и калийных пластов.

Появление в последние годы современного поколения газоанализаторов, позволяющих в полевых условиях с высокой точностью осуществлять анализ состава газов, расширяет возможности использования методов газогеохимического зондирования. К этому поколению приборов относится и газоанализатор Ecorprobe-5 (производство фирмы RS DINAMICS Ltd, Чехия), позволяющий производить экспресс-анализ состава почвенного газа [4]. Сочетание в данном приборе фотоионизационного (ФИД) и инфракрасного (ИК) детекторов позволяет фиксировать в откачиваемых из шпуров глубиной 0,5–0,8 м газов концентрацию CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, суммарного содержания углеводородов C<sub>1</sub>–C<sub>5</sub> (чувствительность 20 млн<sup>-1</sup>) и суммарного содержание летучих органических соединений (ЛОС – чувствительность 0,0001 млн<sup>-1</sup>). Измерительный процесс в приборе построен таким образом, что замер всех параметров в процессе прокачки почвенного воздуха осуществляется по-интервально, т. е. имеется возможность контроля изменения концентрации с автоматическим выводом максимальных и средних значений.

С целью апробации возможностей данного прибора в Горном институте УрО РАН проведены опытно-методические исследования на различных объектах Пермского Предуралья, показавшие высокую его эффективность при нефтепоисковых и геоэкологических исследованиях [1]. Произошедшая в 2006 г. авария на руднике БКПРУ-1 ПАО «Уралкалий», приведшая к его затоплению, послужила толчком к внедрению разработанной технологии газогеохимического зондирования для контроля процессов техногенеза в геологической среде Верхнекамского месторождения солей (ВКМС).

Теоретической основой использования газогеохимических методов на территории ВКМС является наличие в породах галогенных формаций значительного количества рассеянных и связанных газов ( $0,024-0,216 \text{ м}^3/\text{м}^3$ ). Основная особенность состава данных газов состоит в высокой степени их насыщенности углеводородами (суммарное содержание  $\text{CH}_4$  и его гомологов достигает 5–20 %), присутствии Н и радиогенного Аг. Несомненно, что деформация и разрушение данных пород должны приводить к высвобождению определённого количества связанных газов в свободную фазу и их дальнейшему перераспределению в надпродуктивной части разреза, что позволяет использовать их в качестве индикатора интенсивности данных процессов. Максимальной интенсивности эти процессы будут достигать в случае выщелачивания соленосного массива, когда растворение пород приводит к высвобождению в свободную фазу всех содержащихся в них газов.

Реальность данного предположения была подтверждена при контроле за развитием аварийной ситуации, связанной с затоплением рудника БКПРУ-1. Газогеохимические исследования показали, что выщелачивание солей, в результате которого образовалась провальная воронка в месте нарушения ВЗТ, привело к высвобождению столь значительного количества газов, что содержание  $\text{CH}_4$  в подпочвенном воздухе возросло в данном районе до 2–6 %, а в сорбированных в почво-грунтах газах – до 7,5–20,6 % [2]. Формирование в почвенном покрове за относительно короткий период (4–5 мес.) столь высококонтрастной газовой аномалии свидетельствует, что наиболее реальным механизмом восходящей миграции высвобождающихся при растворении солей газов является струйный массоперенос в виде микропузырьков по системе взаимосвязанных пор и трещин. Наиболее реально данный процесс отражает «газовая теория» G. Etiope, согласно которой преобладающими механизмами миграции газов в трещиноватых породах могут быть обусловленные давлением непрерывные потоки газовой фазы в сухих трещинах и движение за счёт всплывания газовых пузырьков в водоносных толщах и в трещинах заполненных водой [6]. Адвективная скорость газа колеблется в пределах  $10^0-10^3 \text{ м}$  в сутки, а для высоко проницаемых, трещиноватых пород – может достигать скоростей порядка  $10^4 \text{ м}$  в сутки.

Следует отметить, что данный механизм миграции газов ограничивает их растворимость в подземных водах, что определяет принятие в качестве базового горизонта для газогеохимического зондирования приповерхностные почво-грунты. Сопоставление результатов по составу подпочвенного воздуха с данными хроматографического анализа сорбированных в почво-грунтах газов показало, что они формируют территориально сопряжённые генетически связанные аномалии, отражающие поступление миграционных компонентов из нижележащей части разреза. Установлено, что компоненты подпочвенного газа относительно слабо связаны с минеральной матрицей почво-грунтов и характеризуют «свежее» поступление миграционных соединений, в то время как сорбированные в почво-грунтах газы отражают кумулятивный эффект их накопления.

В условиях ВКМС при пузырьковой миграции в приповерхностную часть разреза основным газом-носителем, управляющим распределением следовых газов (He, Rn), является  $\text{CH}_4$ , содержащийся в значительных количествах в соленосных отложениях и обладающий достаточной устойчивостью вне зоны биохимического воздействия. Поэтому именно  $\text{CH}_4$  принят в качестве основного газ-индикатора, отражающего поступление в приповерхностную часть разреза миграционных газов.

Другой особенностью приповерхностного газового фона является приуроченность аномалий к зонам повышенной трещиноватости надсолевой части разреза, причём в зависимости от размеров трещин, определяющих их проницаемость, контрастность газовых аномалий может значительно изменяться, вплоть до полного разубоживания при смыкании трещин и потере их проницаемости. Это позволяет использовать динамику приповерхностного газового фона для мониторинга происходящих в геологической среде деформационных процессов, определяющих как масштабы высвобождения газов из породного массива, так и степень фоюидопроницаемости формирующихся зон техногенной трещиноватости [3].

Результаты газогеохимического опробования подработанной территории шахтных полей ВКМС свидетельствуют о том, что в условиях сохранности водозащитной толщи основным фактором, приводящим к поступлению углеводородных газов в приповерхностную часть разреза, являются процессы деформации подрабатываемого породного массива. Формирующийся над выработанным пространством приповерхностный углеводородный фон носит мозаичный характер, что отражает различную степень проницаемости деформируемого надсолевого массива пород, определяющую интенсивность массопереноса высвобождающихся газов. Большая часть локальных аномалий с повышенным содержанием в подпочвенном воздухе  $\text{CH}_4$  приурочена к периферии мульд оседания земной поверх-

ности над выработанным пространством, что подтверждает разгрузку высвобождающихся газов по формирующимся зонам природно-техногенной трещиноватости. Интенсивность миграционных процессов носит нестационарный характер, отражающий, по всей вероятности, эволюцию деформационных процессов, контролирующих раскрытость и проницаемость зон разуплотнения в надсолевой части разреза. Это подтверждается результатами наблюдений станций автоматизированного газогеохимического мониторинга, позволяющих контролировать динамику «газового дыхания» недр в режиме реального времени [3].

Положительные результаты апробации методики газогеохимических исследований с использованием экспресс-газоанализатора Escorlobe-5 послужили основой для разработки программы газогеохимического мониторинга, направленной на предотвращение негативных последствий техногенной аварии, вызванной затоплением рудника БКПРУ-1. Принятая система газогеохимического мониторинга позволяет держать под контролем интенсивность «газового дыхания» недр на застроенной территории и в случае выявления признаков поступления газов из продуктивной части разреза осуществлять дополнительные мероприятия по локализации очагов данных явлений и оценке их опасности для жизнедеятельности.

Другим направлением использования методики газогеохимического зондирования является контроль за освоением на территории ВКМС подсолевых залежей углеводородов. Это становится особенно актуальным в связи с начатой ОАО «Еврохим» совместной отработкой запасов калийных руд и нефти на Палашерском участке, который территориально совмещен с контуром разрабатываемого нефтяного месторождения имени Архангельского. Результаты проведенного газогеохимического опробования показали, что для контура нефтяного месторождения характерны более высокие концентрации углеводородных компонентов в рассеянных и сорбированных в почво-грунтах газах, чем для остальной территории, что связано с проявлением в приповерхностном газовом фоне вертикальных ореолов рассеяния залежей углеводородов (аномалии нафтидного типа). Не исключено, что в процессе разработки нефтяных залежей может произойти активизация вертикального массопереноса углеводородных газов по зонам трещиноватости в надпродуктивную часть разреза, что обуславливает необходимость организации постоянного контроля за газовым «дыханием» недр.

Таким образом, приведённая информация свидетельствует, что изучение особенностей газового «дыхания» недр с использованием современной аналитической аппаратуры даёт уникальные возможности для решения широкого спектра горно-геологических задач.

1. Бачурин Б. А., Борисов А. А., Бабошко А. Ю. Научно-методические подходы к проведению газогеохимических исследований при решении нефтепоисковых и геоэкологических задач // Изменяющаяся геологическая среда: пространственно-временные взаимодействия эндогенных и экзогенных процессов: Матер. Международ. конф. Казань: Изд-во Казанск. гос. ун-та. 2007. Т. 1. С. 315–319.

2. Бачурин Б. А., Борисов А. А. Газогеохимическое зондирование как метод контроля за развитием аварийной ситуации на БКПРУ-1 // Горный информационно-аналитический бюллетень. 2009. № 4. С. 371–378.

3. Бачурин Б. А., Борисов А. А. Газогеохимические методы контроля процессов техногенеза в геологической среде Верхнекамского месторождения // Физико-технические проблемы разработки полезных ископаемых. 2011. № 6. С. 144–151.

4. Уткин В. И. Газовое дыхание недр // Соросовский образовательный журнал. 1997. № 2. С. 57–64.

5. Blaha G., Retief E. New method and instrumentation for the soil contamination survey (basic introduction) [Electronic resource]. Mode of access: <http://www.rsdynamics.com>.

6. Etioppe G., Martinelli G. Migration of carrier and trace gases in the geosphere: An overview // Physics of the Earth and Planetary Interiors. 2002. Т. 129. № 3–4. P. 185–204.

УДК 550.4

## **НАКОПЛЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ И ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ОЗЁР И РЕК БЕЛАРУСИ**

**Б. П. Власов, Н. В. Ковальчик, Н. В. Жуковская**

Белорусский государственный университет, географический факультет, пр. Независимости 4,  
220030 Минск, Республика Беларусь; kovalchiknv@gmail.com

Для эколого-геохимической оценки состояния водных объектов важно использовать данные о накоплении химических элементов в депонирующих средах – высшей водной растительности и дон-

ных осадках. Загрязняющие вещества поступают в водоёмы и водотоки в растворённой форме и в виде взвешенных частиц с локальными сбросами и в составе стока с водосборных территорий. Микроэлементы донных осадков и растений могут служить чуткими индикаторами геохимических условий водоёмов и водотоков.

Анализ данных мониторинга химического состава высшей водной растительности и донных осадков за 16-летний период выполнялся для выявления закономерностей накопления микроэлементов на фоновых и техногенно загрязнённых участках водоёмов и водотоков на территории Беларуси. Сеть мониторинга объектов включает озёра, водохранилища и реки, репрезентативные с точки зрения природных условий, а также фоновые статус или вида техногенного воздействия. Опробованные озёра отличаются генетическим типом, характером донных отложений и степенью зарастания. Объекты на реках определены на основе бассейнового принципа, в том числе расположены на участках, испытывающих воздействие городов и промышленных предприятий различных типов.

Сравнительный анализ результатов, полученных на объектах мониторинга, дал возможность определить для изучения перечень микроэлементов, которые наиболее часто накапливаются в донных отложениях и макрофитах водоёмов и водотоков Беларуси. Это V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Pb, Ti, большинство из которых относится к тяжёлым металлам, обладающим специфическими биогеохимическими свойствами: высокой биохимической активностью, токсичностью, канцерогенностью, тенденцией к биоконцентрированию, склонностью к гидролизу [3].

Для сбора и интерпретации полученных данных была разработана структура базы географических данных на основе приложения ГИС ArcGIS 10.3 – ArcCatalog и выполнена её актуализация. База геоданных включает векторную пространственную основу, цифровую модель рельефа, данные о содержании элементов в донных отложениях и высшей водной растительности озёр и рек Беларуси. Векторная пространственная основа создана на основе данных OpenStreetMap [2]. Добавлены точечные классы пространственных объектов, содержащие информацию о пунктах мониторинга озёр и рек. Выделены водосборные бассейны основных рек Беларуси в среде ArcGIS 10.3 на основе цифровой модели рельефа SRTM [4].

Статистическая обработка данных включала в себя оценку распределения переменных с помощью гистограмм, вероятностных графиков и критериев согласия (Колмогорова-Смирнова, Шапиро-Уилка), вычисление дескриптивных статистик, непараметрический дисперсионный анализ Краскелла-Уоллиса, являющийся наиболее эффективным для выборок с заметно различающимся объёмом наблюдений. При логарифмически нормальном (ln) распределении в качестве среднего принималось среднее геометрическое (g). В случае усечённых выборок при доле проб с содержанием элемента выше предела обнаружения более 50 % в качестве среднего использовалась медиана.

Распределение концентраций элементов в донных отложениях и высшей водной растительности водоёмов и водотоков сопоставлялось в разрезе трёх литогеохимических провинций, выделенных К. И. Лукашёвым, отражающих генетическое разнообразие природных комплексов Беларуси [1]. Территории провинций различаются по геологическому строению, основным чертам дифференциации материала в процессе переноса, особенностям выветривания в различные периоды и современным геохимическим процессам.

Статистические параметры содержания микроэлементов в современных донных отложениях озёр Беларуси представлены в табл. 1. Распределение большинства изучаемых элементов (Ti, V, Cr, Mn, Ni, Cu, Pb) подчиняется логарифмически нормальному закону распределения. Частота встречаемости Zn составляет 81 %, Mo – 80 %.

При изучении микроэлементного состава донных отложений озёр в разрезе литогеохимических провинций выявлено, что наибольшие средние содержания большинства элементов (Ti, V, Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Pb) характерны для донных отложений озёр Южной провинции (табл. 2). Однако статистически значимые различия между провинциями установлены только по содержанию в донных осадках Ni, Cu и Pb (H-критерий Краскелла-Уоллиса = 6,15–6,19,  $p = 0,045–0,46$ ).

Основные статистические параметры, характеризующие распределение микроэлементов в донных отложениях рек, представлены в табл. 3. Частота встречаемости Zn составляет 93 %, Mn – 71 %. По сравнению с донными отложениями озёр выявлены более высокие концентрации V, Cr, Mn, Ni.

В разрезе литогеохимических провинций для донных отложений рек установлены статистически значимые различия по содержанию Mn и Cr. Максимальные средние содержания Mn в донных осадках рек приурочены к Центральной, Cr – Южной провинции.

Таблица 1 – Статистические параметры содержания микроэлементов в донных отложениях озёр Беларуси, мг/кг (n = 124)

Элемент	x (пределы вариации)	$\sigma$	$s_x$
Ti	1051 <sub>g</sub> (24,2–9 939)/6,96 <sub>ln</sub>	1,19 <sub>ln</sub>	0,107 <sub>ln</sub>
V	13,1 <sub>g</sub> (0,41–111,8)/2,57 <sub>ln</sub>	1,045 <sub>ln</sub>	0,094 <sub>ln</sub>
Cr	13,8 <sub>g</sub> (0,97–149,1)/4,93 <sub>ln10x</sub>	1,31 <sub>ln10x</sub>	0,117 <sub>ln10x</sub>
Mn	375 <sub>g</sub> (19,8–6934)/5,93 <sub>ln</sub>	1,0 <sub>ln</sub>	0,09 <sub>ln</sub>
Ni	5,33 <sub>g</sub> (0,45–52,2)/3,98 <sub>ln10x</sub>	1,07 <sub>ln10x</sub>	0,096 <sub>ln10x</sub>
Cu	8,14 <sub>g</sub> (0,99–142,7)/4,40 <sub>ln10x</sub>	0,800 <sub>ln10x</sub>	0,072 <sub>ln10x</sub>
Zn	29,9 (н.о.–524)	–	–
Mo	0,97 (н.о.–5,24)	–	–
Pb	18,3 <sub>g</sub> (0,99–199,2)/2,91 <sub>ln</sub>	0,854 <sub>ln</sub>	0,077 <sub>ln</sub>

Примечание: x – среднее значение;  $\sigma$  – стандартное отклонение;  $s_x$  – ошибка среднего; н.о.– ниже предела чувствительности метода определения

Таблица 2 – Среднее содержание микроэлементов в донных отложениях озёр геохимических провинций Беларуси, мг/кг

Провинция, n	Ti	V	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Pb
Северная, 86	1102	12,5	12,6	388	4,89	5,20	8,11	29,7	17,4
Центральная, 19	1268	12,3	17,2	325	2,41	5,38	6,11	29,9	15,9
Южная, 19	1321	18,7	18,7	370	3,35	8,44	11,0	45,6	29,4

Таблица 3 – Статистические параметры содержания элементов в донных отложениях рек, мг/кг (n = 72)

Элемент	x (пределы вариации)	$\sigma$	$s_x$
Ti	1515 <sub>g</sub> (73,5–8 785)/7,32 <sub>ln</sub>	0,86 <sub>ln</sub>	0,108 <sub>ln</sub>
V	22,0 <sub>g</sub> (2,91–98,8)/3,09 <sub>ln</sub>	0,895 <sub>ln</sub>	0,107 <sub>ln</sub>
Cr	29,5 <sub>g</sub> (0,98–285)/3,39 <sub>ln</sub>	1,31 <sub>ln</sub>	0,16 <sub>ln</sub>
Mn	713 <sub>g</sub> (69,3–9960)/6,57 <sub>ln</sub>	1,12 <sub>ln</sub>	0,134 <sub>ln</sub>
Ni	9,76 <sub>g</sub> (0,95–199)/4,58 <sub>ln10x</sub>	1,15 <sub>ln10x</sub>	0,138 <sub>ln10x</sub>
Cu	10,8 <sub>g</sub> (1,47–99,0)/2,38 <sub>ln</sub>	0,902 <sub>ln</sub>	0,108 <sub>ln</sub>
Zn	29,7 (н.о.–867)	–	–
Mo	0,96 (н.о.–9,83)	–	–
Pb	16,9 <sub>g</sub> (2,21–86,7)/2,83 <sub>ln</sub>	0,757 <sub>ln</sub>	0,091 <sub>ln</sub>

Примечание: x – среднее значение;  $\sigma$  – стандартное отклонение;  $s_x$  – ошибка среднего; н.о.– ниже предела чувствительности метода определения

Высшая водная растительность является хорошим индикатором состояния водной среды экосистем. Макрофиты чутко реагируют на изменения среды обитания и, в первую очередь, гидрофизических и гидрохимических показателей – температуры, прозрачности, солевого состава воды и химического состава донных отложений.

Изучение содержания микроэлементов в макрофитах водоёмов и водотоков Беларуси проводилось по группам растительных формаций: полностью погружённые гидрофиты, погружённые гидрофиты с плавающими листьями, аэрогидрофиты. Установлено, что растения водоёмов и водотоков проявляют видовые особенности аккумуляции элементов. Максимальные концентрации отмечены в погружённых макрофитах, при этом максимальным накоплением V, Cr, Mn, Ni, Cu, Pb выделяются харовые водоросли (рис.). Повышенную способность накапливать Mn проявляют роголистник и телорез, Cu – роголистник, Pb – уруть и элодея.

В растениях водотоков зон локального техногенного воздействия отмечено большее накопление Ti, Mn, Zr, Pb по сравнению со средними содержаниями в растениях водотоков фоновых территорий. Отмечена также повышенная встречаемость (95 %) V, Cr, Ni в растениях данных зон, в то время как в среднем по выборке эта величина не превышает 50 %.

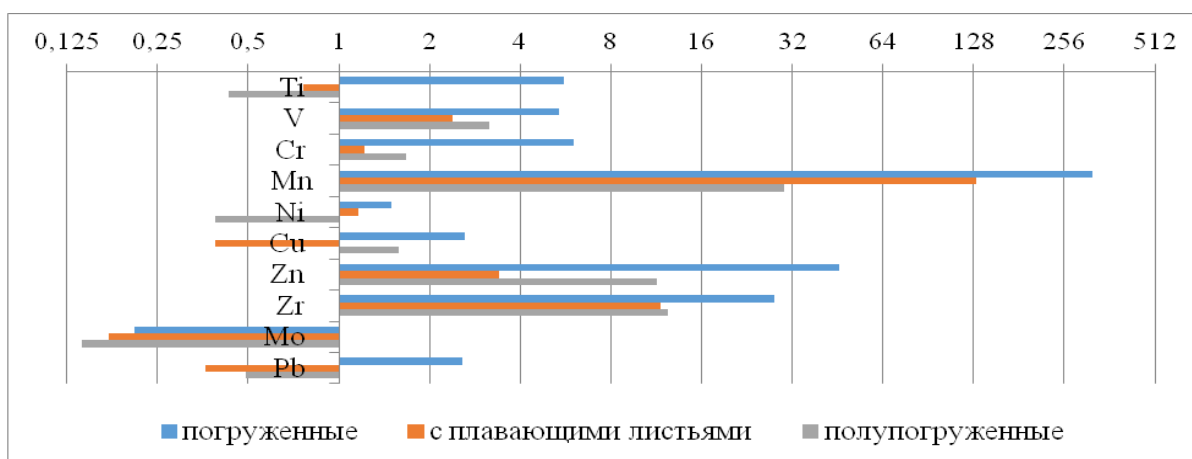


Рисунок – Среднее содержание микроэлементов в макрофитах водоёмов и водотоков Беларуси, мг/кг сухого вещества

1. Геохимические провинции покровных отложений БССР / Под ред. К. И. Лукашёва. М.: Наука и техника, 1969. 476 с.
2. Данные OSM в формате shape-файлов [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://beryllium.gis-lab.info/project/osmshp/region/BY>
3. Мур Дж. В., Рамамурти С. Тяжёлые металлы в природных водах. М.: Мир, 1987. 288 с.
4. SRTM 90 m Digital Elevation Data [Electronic resource]. – Mode of access: <http://srtm.csi.cgiar.org/Index.asp>

УДК 550.4

## ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ СНЕЖНЫХ ПОЛИГОНОВ, РАСПОЛОЖЕННЫХ В ЧЕРТЕ НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ (НА ПРИМЕРЕ г. ЮЖНО-САХАЛИНСКА)

Ю. В. Генсировский<sup>1</sup>, В. А. Лобкина<sup>1</sup>, Н. Н. Ухова<sup>2</sup>,  
Т. Г. Рященко<sup>2</sup>, Е. Н. Казакова<sup>1</sup>, А. А. Музыченко<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Сахалинский филиал Дальневосточного геологического института ДВО РАН, ул. Горького 25, 694023 Южно-Сахалинск, Российская Федерация; [gensirovskiy@mail.ru](mailto:gensirovskiy@mail.ru)

<sup>2</sup> Институт земной коры СО РАН, ул. Лермонтова 128, 664063 Иркутск, Российская Федерация; [nat\\_ukhova@crust.irk.ru](mailto:nat_ukhova@crust.irk.ru)

Снежный покров, формирующийся на урбанизированных территориях, представляет сложную проблему, связанную с расчисткой больших площадей от снега, его последующей утилизацией или складированием. Данная проблема актуальна для населенных пунктов о. Сахалин.

Особенно остро проблема связанная с вывозом снега стоит в г. Южно-Сахалинск (областной центр), площадь которого не включая пригороды составляет 182,2 км<sup>2</sup>. Средняя продолжительность устойчивого залегания снежного покрова в городе составляет 150 сут (максимальная до 180 сут), ежегодное среднее количество выпадающих твёрдых осадков по данным гидрометеорологической станции (ГМС) Южно-Сахалинск составляет 263 мм (максимальное 513 мм, 1970 г.). В среднем на площади г. Южно-Сахалинск за зимний сезон накапливается около 130 млн м<sup>3</sup> снега. В среднеснежный год за зиму с территории городской застройки г. Южно-Сахалинск на полигоны свозится более 1 000 тыс. м<sup>3</sup> снега.

Снег, собираемый с территории городской застройки, имеет большую степень загрязнения, и по совокупности содержащихся в нем элементов данный снег резко отличается от того, который формируется за её пределами. При расчистке улиц в собираемый снег попадает бытовой мусор, тротуарная плитка, песок и т. д., в связи с чем обращение с этой снежной массой должно происходить как с отходом. Однако в ГОСТ 25–916–83 «Ресурсы материалы вторичные» и в Федеральном классификационном каталоге отходов (№ 786 от 02.12.02 г) снег отсутствует. В каталоге отходов присутствует категория смёт с городских улиц, но в нее входит только твёрдый, сухой смёт пыли, песка, листьев и т. д.,

счёт снежной массы и методика обращения с ней при обустройстве снежных полигонов в нем отсутствует.

Складирование снега в пределах городской застройки приводит к развитию следующих экзогенных геологических процессов (ЭГП):

1. Подтопление городской территории и инфраструктуры подземными водами, вызванное подъёмом уровня грунтовых вод при таянии снежного полигона.

2. Развитие на подтопленных территориях суффозии, которая приводит к просадкам грунтов уличной сети, деформации фундаментов зданий и сооружений.

3. Заболачиванию городской территории, вследствие подтопления грунтовыми водами и выходом их на дневную поверхность.

4. Увеличением интенсивности эрозионных процессов в руслах водотоков протекающих через тело полигона, либо на водотоках, куда происходит сброс талых вод, за счёт увеличения объёмов и скоростей стока.

5. Повышение уровня грунтовых вод в районе складирования снега, может привести к разжижению грунтов, а с учётом 7–9 балльной сейсмичности территории г. Южно-Сахалинск, даже при небольших землетрясениях возможно разрушение зданий и сооружений, находящихся в зоне воздействия снежных полигонов.

6. Развитие на подтопленных территориях процессов морозного пучения, которые приводят к деформациям уличной сети, деформации фундаментов зданий.

В связи с этим выбор места для размещения полигонов и их оборудование представляют собой сложную задачу, не регламентируемую существующими законодательными нормами.

Таким образом, целью исследования является оценка экологических и инженерно-геологических последствий возникающих в местах складирования снега, вывозимого с территории городской застройки (на примере г. Южно-Сахалинск).

Для оценки объёма и массы снега накопленной за зимний сезон на территории городской застройки была использована единая плотность снега, которая была получена по результатам многолетних наблюдений на контрольной площадке, расположенной в границе города, но не подверженной влиянию антропогенных факторов, а также по результатам наблюдений на дополнительных площадках, заложенных в городской черте. Величина средней плотности составляет  $260 \text{ кг/м}^3$ , средняя высота снега, используемая для расчёта, составляет 0,7 м.

Отобранные пробы анализировались на микроэлементный состав. Полученный результат сравнивался с ОДК/ПДК для почв. Так как нормативы, действующие на территории РФ, устанавливают допустимые концентрации химических веществ в почве не по всем элементам, мы рассматриваем некоторые из них.

Результаты анализов показывают превышение ОДК/ПДК по пробам: так, по Ni и As обнаружено превышение по всем пробам (Ni – до 2,4 раз; As – до 4,8 раз); содержание V в 1 пробе равно ОДК/ПДК; превышение по всем пробам Zn – до 1,5 раз; превышений по Pb не отмечено.

Результаты анализа грунтов подтверждают вывод о том, что снежные полигоны представляют собой опасные для городской среды объекты, в результате функционирования которых накапливаются загрязняющие вещества.

Таким образом, обустройство снежных полигонов на необорудованных площадках в черте города, увеличивает риски возникновения чрезвычайных ситуаций от активизации ЭГП. Принятие решения по строительству снежных полигонов должно предваряться инженерно-геологическими изысканиями на площадке строительства, с оценкой инженерно-геологических условий и рекомендациями по защите от развития ЭГП на данной территории.

Как показывают наблюдения столь мощное антропогенное снежно-ледовое образование в течение теплого периода стаивает не окончательно и на его месте возможно образование участка многолетнемерзлых пород, что не характерно для юга о. Сахалин.

## СОДЕРЖАНИЕ МЕТАЛЛОВ В ИСТОЧНИКАХ НЕЦЕНТРАЛИЗОВАННОГО ПИТЬЕВОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ ПРОМЫШЛЕННЫХ ЗОН ЛИКВИДИРОВАННЫХ УГОЛЬНЫХ ШАХТ (ПАРТИЗАНСКИЙ РАЙОН, ПРИМОРСКИЙ КРАЙ РОССИИ)

**Н. В. Грушакова, О. Д. Арефьева, А. Л. Шкуратов, Е. Ф. Гриненко**

Дальневосточный федеральный университет, Школа естественных наук,  
ул. Суханова 8, 690091 Владивосток, Российская Федерация; gruwakova.nv@dvfu.ru

В России добыча полезных ископаемых является стратегически-перспективным направлением, в котором угледобывающая отрасль уступает только добыче сырой нефти и природного газа. Однако именно предприятия угольного производства оказывают наиболее масштабное негативное экологическое воздействие на загрязнение окружающей среды, в частности, водных бассейнов [1]. Основную роль в этих негативных процессах, как показывают многочисленные исследования [2–5], играют техногенные геохимические потоки, формирующиеся как на стадии эксплуатации угольных месторождений, так и вследствие ликвидации нерентабельных шахт [6]. Анализ литературных данных и результатов собственных исследований показал, что динамика затопления является ведущим техногенным фактором, который определяет загрязнение высокоминерализованными и токсичными шахтными водами подземных и поверхностных источников водоснабжения [7].

Партизанское угольное месторождение юга Дальнего Востока интенсивно разрабатывалось подземным способом с 1918 г. по 1998 г. Природные ландшафты были трансформированы в техногенные ландшафты. К концу 1996 г. практически все шахты г. Партизанска были ликвидированы самозатоплением. В местах просадок вблизи терриконов происходит просачивание шахтных вод к поверхности, что приводит к загрязнению природных вод и почв [5].

Цель настоящей работы – определение содержания металлов в источниках нецентрализованного питьевого водоснабжения промышленных зон ликвидированных угольных шахт Партизанского р-на Приморского края.

Объектами исследования были источники нецентрализованного питьевого водоснабжения г. Партизанска, с. Новицкого и техногенные воды, отобранные в промышленных зонах ликвидированных угольных шахт «Углекаменская», «Авангард», «Нагорная» Партизанского каменноугольного бассейна. Исследования проводились в 2015–2016 гг. в весенне-летний и осенний периоды. Содержание металлов определяли методом атомно-эмиссионной спектроскопии на спектрометре параллельного действия с индуктивно-связанной плазмой ICPE-9000 фирмы «Shimadzu». Статистический анализ результатов исследований химического состава техногенных вод был проведён с использованием StatSoft Statistica 10.0.

Результаты исследования на содержание металлов в нецентрализованных источниках водоснабжения представлены в таблице. Cd, Co, Cr, Pb, Cu и Ni идентифицированы в данных водных объектах не были. Сравнение полученных концентраций металлов с установленными ПДК для питьевых источников [8] не выявило превышения норм содержания металлов.

В предыдущих наших исследованиях было показано, что техногенные воды, отобранные в промышленных зонах ликвидированных шахт «Углекаменская», «Авангард», «Нагорная» Партизанского каменноугольного бассейна, содержат катионы металлов [9]. Техногенные воды подвержены загрязнению катионами Mn, его концентрация может изменяться от 7 до 50 ПДК. Вероятней всего это связано с нахождением марганецсодержащих минералов в составе углей Партизанского бассейна, из которых под воздействием атмосферных процессов вымываются катионы Mn. В исследуемых техногенных водах были определены катионы Al, Li, Sr и Zn. Pb, Co, Cd, Cu и Mn были идентифицированы только в отдельные сезоны. Наибольшее содержание Cd (1,3–2 ПДК) было на ликвидированной шахте «Авангард», а содержание Cu – на шахте «Нагорная» (3,5 ПДК). Превышения установленных нормативов по содержанию катионов Li (до 6 ПДК) отмечалось в пробах, отобранных на шахтах «Углекаменская» и «Нагорная».

Для установления влияния техногенных вод на содержание металлов в нецентрализованных источниках водоснабжения был проведён корреляционный анализ. Для анализа были использованы экспериментальные данные по химическому составу техногенных вод, отобранных в промышленных зо-



нах ликвидированных угольных шахт Партизанского каменноугольного бассейна, и концентрациям металлов, идентифицированных в нецентрализованных источниках водоснабжения.

Таблица – Содержание металлов в источниках нецентрализованного питьевого водоснабжения

Металлы	ПДК [8]	с. Новицкое					г. Партизанск
		колодец	колодка	родник	ключ	скважина	родник
Al	0,5	0,152	0,096	0,055	0,097	0,123	0,111
Ba	0,1	0,054	0,016	0,011	0,016	0,021	0,055
Fe	0,3	0,035	0,043	0,010	0,027	0,036	0,059
Li	–	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,003
Sr	7,0	0,117	0,052	0,049	0,067	0,105	0,298
Mn	0,1	0,003	0,004	<0,002	<0,002	0,005	0,052
Zn	5,0	0,026	0,066	0,181	0,018	0,080	0,244

Проведённое исследование показало, что статистически значимые коэффициенты корреляции между данными параметрами практически отсутствуют. Существует только средняя связь (+0,64) между содержанием Li в техногенных водах и источниках нецентрализованного водоснабжения. Возможно, отсутствие действительной связи между данными показателями связано с недостаточным объёмом выборки.

Таким образом, существует тенденция к загрязнению тяжёлыми металлами источников нецентрализованного водоснабжения, но на данном этапе превышение установленных норм содержания металлов не наблюдается. Техногенные воды практически не оказывают влияния на исследованные нецентрализованные источники питьевого водоснабжения г. Партизанска и с. Новицкое.

1. Плеханова В. А. Новая технология очистки шахтных вод // European Research. 2016. № 4(15). С. 57–60.

2. Лисутина Л. А., Ганичева Л. З., Павлов А. В. Оценка состояния природных объектов Восточного Донбасса // Инженерный вестн. Дона. 2012. № 3 (21). С. 833–835.

3. Головки И. В. Проблемы влияния на природную среду массового затопления угольных шахт // Горный информационно-аналитический бюллетень (научно-технический журнал). 2004. № 6. С. 148–150.

4. Гавришин А. И. Особенности формирования химического состава шахтных вод Восточного Донбасса за столетний период // Геология и геофизика юга России. 2015. № 4. С. 57–65.

5. Тарасенко И. А. О состоянии окружающей природной среды в районах ликвидированных угольных шахт (на примере Партизанского района Приморского края) // Вестн. Дальневосточного отделения РАН. 2010. № 3. С. 113–118.

6. Закруткин В. Е., Гибков Е. В. Техногенные геохимические потоки угледобывающих территорий и их влияние на окружающую среду (на примере Донецкого бассейна) // Изв. высш. учебных заведений. Северо-кавказский регион. Сер.: Естественные науки. 2016. № 3(191). С. 66–71.

7. Молев М. Д., Стуженко Н. И., Гончарова А. С. Исследование загрязнения источников водоснабжения шахтными водами на территории Ростовской области // Актуальные проблемы современной науки в 21 веке: матер. X Международ. науч.-практ. конф. 2016. С. 50–51.

8. СанПиН 2.1.4.1074-01. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. Введ. 01.01.2002. 53 с.

9. Грущакова Н. В., Гриненко Е. Ф. Экологическое состояние техногенных вод промышленных зон ликвидированных угольных шахт г. Партизанска Приморского края // Географические и геоэкологические исследования на Дальнем Востоке : сб. научных статей молодых учёных. Владивосток, 2016. Вып. 12. С. 45–49.

УКД 550.42

## ЛИТО-ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ СОСТАВА РЕЧНЫХ ОТЛОЖЕНИЙ В ПРЕДЕЛАХ ИНДУСТРИАЛЬНЫХ ЗОН (НА ПРИМЕРЕ г. ЗАПОРОЖЬЕ)

**В. А. Емельянов<sup>1</sup>, Е. И. Наседкин<sup>1</sup>, И. В. Кураева<sup>2</sup>, Ю. Ю. Войтюк<sup>2</sup>, А. Н. Иванова<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Институт геологических наук НАН Украины, ул. О. Гончара 55-б, 01054 Киев, Украина; eva@nas.gov.ua

<sup>2</sup> Институт геохимии, минералогии и рудообразования НАН Украины,  
пр. Палладина 34, 03680 Киев, Украина; yuliasun86@mail.ru

Как отмечается в работах современных специалистов-экологов, в том числе белорусских учёных (А. К. Карабанов), изучение проблем природопользования и охраны природы входит в число

приоритетных направлений научных исследований. Это комплексное междисциплинарное направление включает широкий спектр вопросов, от прикладных исследований окружающей среды до разработки мероприятий по обеспечению экологической безопасности проживания населения (В. С. Хомич, М. П. Оношко). Базой для такого рода исследований, как правило, являются фундаментальные теоретические разработки, в частности исследования циклов миграции элементов и особенностей образования техногенных геохимических аномалий (К. И. Лукашѐв), и ряд других.

Одним из актуальных аспектов изучения проблем природопользования можно считать исследования современного экологического состояния урбанизированных центров и промышленных зон, где негативные процессы и факторы, создаваемые человеком в окружающей среде, в конечном итоге оказывают отрицательное влияние на самого человека. В Украине в перечне наиболее промышленно нагруженных областей с высоким промышленным потенциалом не последнее место занимает Запорожская обл. и г. Запорожье, что обусловлено высокой концентрацией в нём предприятий чёрной и цветной металлургии, химии, машиностроения. При этом наибольшее количество выбросов загрязняющих веществ в атмосферу осуществляют промышленные предприятия металлургического комплекса, такие как «Запорожсталь», «Днепрспецсталь», ПАТ «Запорожский завод феросплавов», «Запорожжкокс», «Запорожский титано-магниевого комбинат», «Запорожский железорудный комбинат», «Запорожский производственный алюминиевый комбинат» и ряд других.

С целью выяснения литолого-геохимических особенностей формирования состава речных отложений в акватории р. Днепр в пределах зон активной техногенной нагрузки, коллективом исследователей было проведено несколько этапов сезонных работ по пробоотбору образцов верхнего слоя донных и береговых отложений. Работы проводились в пределах территории Государственного учреждения «Научный Гидрофизический центр НАН Украины» (до 2016 г. – «Научно-технический центр панорамных акустических исследований») и прилегающей к ней части акватории р. Днепр (рис. 1).



Рисунок 1 – Район проведения исследований

Образцы речных наносов отбирались ручным буром в пределах береговой полосы, образцы донных отложений – малой ударной прямооточной донной трубкой по заданной сетке в пределах обширного участка акватории (1 × 1 км). Главная задача при распределении точек пробоотбора состояла в захвате сетью опробований участков речного дна с различной геоморфологией и, соответственно, условиями осадконакопления. В дальнейшем, пробы анализировались на содержание микроэлементов (рентгенфлуорисцентный анализ), для детального анализа гранулометрического состава образцов был использован лазерный седиментограф Mastersizer-2000 с модулем жидкостной дисперсии Hydro S (Malvern Instruments, Великобритания). Минеральный, макро- та микрокомпонентный химический состав образцов определён с помощью электронной микроскопии, а также энерго- и волнодисперсионного анализа (сканирующий электронный микроскоп (СЕМ) JEOL-6490 LV (JEOL Ltd., Япония).

Результаты исследований показали ряд чётких закономерностей в распределении минерального и микроэлементного состава верхнего слоя донных отложений и береговых наносов. В частности, необходимо отметить четкую зависимость между литологическим и гранулометрическим составом проб с одной стороны, и распределением в них ряда микроэлементов, в частности, тяжѐлых металлов. Для

участков дна в пределах активного водообмена (гидродинамически активные участки), а так же проб береговой линии (прибойная зона) присуще наличие относительно хорошо промытого алеврито-песчаного материала (кварцевые пески), что характеризуется устойчивым химическим составом и незначительным содержанием тяжёлых металлов (рис. 2–3).

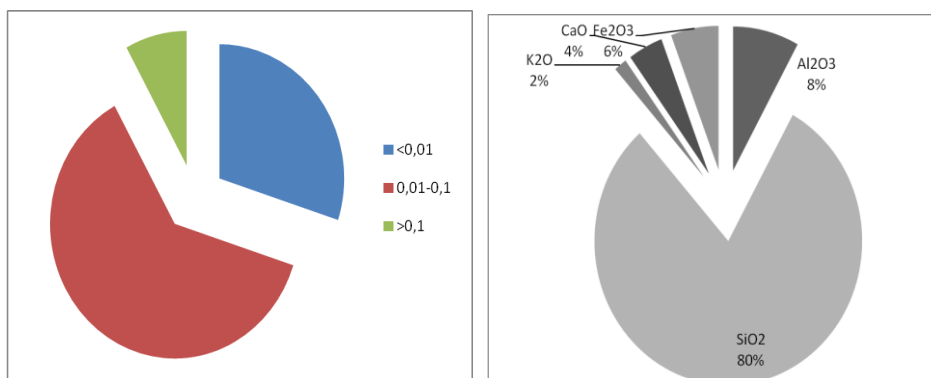


Рисунок 2 – Распределение основных гранулометрических фракций и основных компонентов химического состава в пробе, отобранной в пределах прибойной зоны побережья р. Днепр

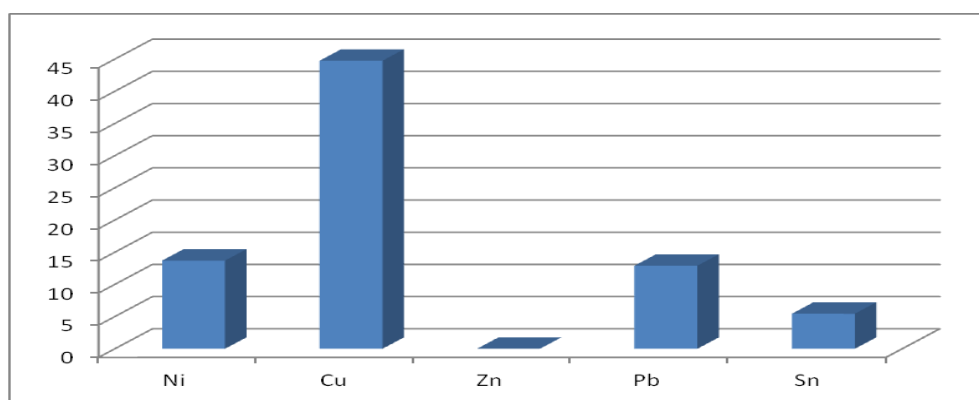


Рисунок 3 – Содержание тяжёлых металлов в составе пробы, отобранной в пределах прибойной зоны побережья Днепра, мг/кг

Одновременно, для участков дна с понижениями в рельефе, либо на периферии русловой части, где отсутствуют активные гидродинамические процессы, наблюдается повышение содержания пелитовой составляющей в соотношении гранулометрических фракций (рис. 4).

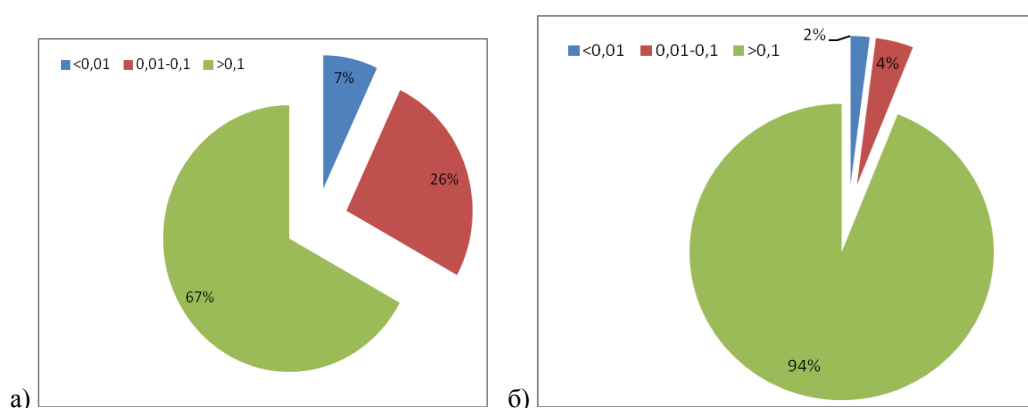


Рисунок 4 – Распределение основных компонентов гранулометрического состава проб верхнего слоя донных отложений р. Днепр в застойных (а) и гидродинамически активных (б) участках акватории

Повышение содержания в пробах глинозёма, включая зёрна, агрегированные из мелкодисперсных обломочных и глинистых частиц (рис. 5), приводит к резкому возрастанию в пробах содержания Fe и тяжёлых металлов (рис. 6).

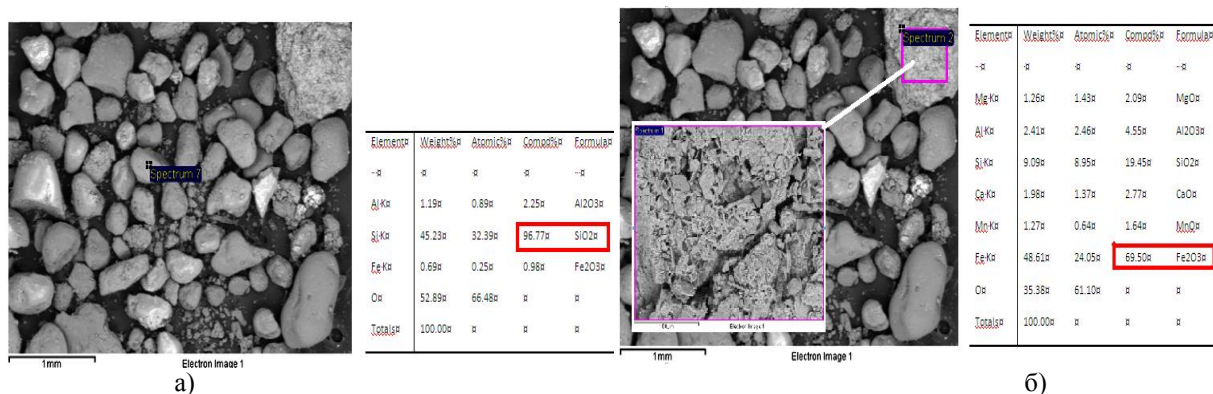


Рисунок 5 – Электронно-микроскопический снимок пробы химический состав образца а) зёрна песчаной размерности, б) агрегат из мелкодисперсных обломочных и глинистых частиц

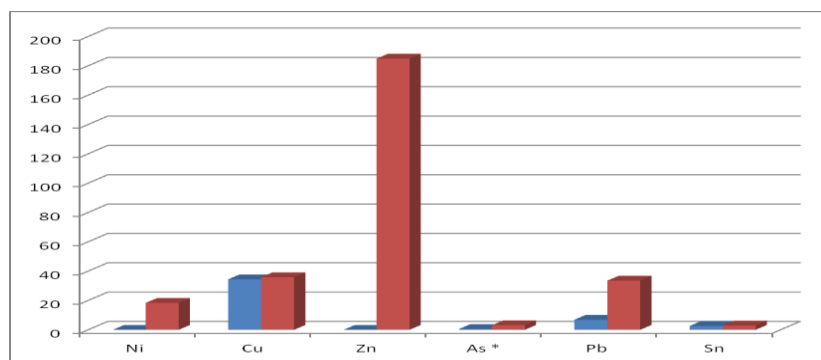


Рисунок 6 – Содержание тяжёлых металлов в пробах верхнего слоя донных отложений р. Днепр в гидродинамически активных (а) и застойных (б) участках акватории

Таким образом, можно констатировать прямую взаимосвязь в содержании оксида Fe и ряда тяжёлых металлов в донных отложениях с распределением компонентов вещественной (минеральной) составляющей верхнего слоя донных осадков, что в свою очередь определяется геоморфологической неоднородностью и перепадами рельефа дна акватории Днепра.

УДК 550.4

## ВОЗДЕЙСТВИЕ АТМОСФЕРНЫХ ПОЛЛЮТАНТОВ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ НА ЭКОЛОГИЧЕСКУЮ БЕЗОПАСНОСТЬ НАСЕЛЕНИЯ

С. А. Епринцев, С. В. Шекоян

Воронежский государственный университет, факультет географии, геоэкологии и туризма,  
ул. Хользунова 40, 394068 Воронеж, Российская Федерация; esa81@mail.ru

На фоне возрастающего геохимического загрязнения атмосферы у населения многих крупных городов проявляются экологически обусловленные заболевания, что вызывает повышенное внимание учёных и экологов-практиков к исследованию механизмов формирования зон техногенного загрязнения и поиску эффективных путей оздоровления городской среды обитания [1–5].

Эти проблемы актуальны для многих городов СНГ. Большинство урбанизированных территорий бывшего СССР имеют сложную архитектурно-планировочную структуру городской застройки,

повышенную транспортную нагрузку, что служит предпосылкой формирования зон геохимического загрязнения природных объектов и снижения геоэкологической комфортности для проживающего населения [1–5].

Основным механизмом оценки качества окружающей среды урбанизированных территорий служит эколого-геохимический мониторинг на основе геоинформационных технологий [2, 5–7]. Так, на примере городского округа г. Воронеж эколого-геохимический мониторинг является многофункциональной подсистемой, взаимодействующей с другими подсистемами единой государственной системы экологического мониторинга.

Анализ имеющейся информации позволяет утверждать, что показатели заболеваемости населения по различным классам болезней могут служить индикаторами качества окружающей среды. Например, индикатором загрязнения атмосферы и почвенного покрова Pb может служить возрастание онкозаболеваемости у населения, возрастание заболеваемости болезнями нервной системы и органов чувств у детского населения; индикатором повышения содержания в атмосфере диоксида S, N, формальдегида может являться повышение уровня заболеваемости болезнями органов дыхания у населения [1–3, 5–6].

Актуальность данной проблемы повышается тем, что сегодня в России не существует единой организационно сформированной системы сбора информации и методов взаимоувязывания данных различных ведомственных структур, что может послужить предметом дальнейших разработок в области ГИС-технологий.

Главной целью создания системы эколого-геохимического мониторинга урбанизированных территорий является организация на базе геоинформационных технологий межотраслевой и иерархической системы сбора, обработки, хранения и выдачи информации, обеспечивающей постоянную диагностику общественного здоровья и среды обитания, а также информационную поддержку принятия решений, направленных на обеспечение эколого-гигиенического благополучия [1–2].

Пространственная оценка качества окружающей среды урбанизированных территорий ЦЧР осуществляется на базе авторской ГИС «Экогеохимия и техногенные риски», включающей базу данных о загрязнении природных сред за многолетний период, заболеваемости населения различных возрастных групп. Картографический и ландшафтно-планировочный блоки данных позволяют объективно оценить ситуацию в текущий момент, спрогнозировать её дальнейшее развитие и дают возможность анализировать и отображать состояние городских экосистем, включая и здоровье населения.

ГИС-карты составляют основу документов для анализа возможного воздействия на население различных факторов загрязнения окружающей среды, т. к. заболеваемость населения служит «откликом» среды на воздействие антропогенного прессинга.

Для того чтобы результаты математического моделирования данных эколого-геохимического мониторинга способствовали принятию решений в сложившейся ситуации, они должны легко передаваться в ГИС и, наоборот, – данные из ГИС должны распознаваться и использоваться в расчётах при построении математических моделей. При удачном и корректном совмещении математических моделей и ГИС можно достичь максимального эффекта от результатов моделирования и расширить область применения ГИС.

Наполняемость ГИС осуществляется как статистическими данными природоохранных ведомств урбанизированных территорий ЦЧР, так и данными разработанного нами эколого-геохимического мониторинга промышленно-развитого города на основе геоинформационных технологий.

Интегральная оценка экологической безопасности урбанизированных территорий проводится на основе авторской методологии [1]. Разработанная методология позволяет установить значение данного показателя с учётом 3 основных факторов – социально-экономических условий территории, комфортности природных условий, качества окружающей среды [1].

Анализ суммарных выбросов загрязняющих веществ в атмосферу от стационарных и передвижных источников за многолетний период показывает постоянно-изменяющуюся динамику данного показателя на территории ЦЧР. В конце XX в. наблюдается тенденция снижения выбросов загрязняющих веществ в окружающую среду. Данный факт представляется возможным объяснить затяжным экономическим кризисом, банкротством и ликвидацией многих промышленных предприятий. Начиная с 1998 г. данный показатель увеличивается и составляет около 1000 т в год. Наибольшие значения данного показателя прослеживаются на территории городского округа г. Воронеж. В XX в. основными источниками выбросов загрязняющих веществ в атмосферу г. Воронеж были промышленные

предприятия. В конце XX в., вследствие социально-экономической нестабильности в стране промышленный потенциал города существенно сократился, чем обусловлено сокращение выбросов загрязняющих веществ в атмосферу. В начале XXI в. наблюдается восстановление промышленного потенциала города, однако с ужесточением экологического законодательства в производственные циклы большинства промышленных объектов внедряются современные технологии, минимизирующие негативное воздействие на окружающую среду. При этом рост благосостояния граждан в данный период привел к существенному возрастанию количества личного автотранспорта. Транспортные артерии г. Воронежа, как и других крупных городов России, спроектированные еще в XX в., рассчитаны на существенно меньшую нагрузку, что увеличивает количество автомобильных заторов и время работы двигателей на пониженных передачах, при которых в окружающую среду выбрасывается наибольшее количество загрязнителей. Таким образом, в настоящее время на территории городского округа г. Воронежа удельный вклад передвижных источников в интегральный показатель загрязнения окружающей среды составляет более 80 %. Кроме того, наиболее высокие показатели суммарных выбросов загрязняющих веществ в атмосферу стационарными и передвижными источниками загрязнения на территории Воронежской обл. наблюдаются в Россошанском р-не (основной источник загрязнения окружающей среды ОАО «Минудобрения»), а также в Калачеевском и Лискинском р-нах (основные источники загрязнения окружающей среды – промышленные объекты и автотранспортный комплекс). Следует отметить, что в указанных районах суммарная величина выбросов загрязняющих веществ в атмосферу существенно ниже по сравнению с территорией областного центра. Наименьшие значения суммарных выбросов загрязняющих веществ в атмосферу стационарными и передвижными источниками на территории Воронежской обл. отмечаются в Воробьевском, Верхнехавском, Петропавловском и Рамонском р-нах – территориях с преобладанием аграрной и рекреационной деятельности. Для комплексного исследования загрязнения атмосферы территории ЦЧР, используя данные собственных эколого-геохимических исследований, а также статистическую информацию за многолетний период Центра гигиены и эпидемиологии в Воронежской обл., изучено содержание в атмосфере диоксида С, диоксида N, пыли, Рb, фенола, диоксида S, формальдегида. Полученные данные показывают наличие превышений уровня ПДК в ряде населенных пунктов.

Изучая экологический риск возникновения хронических заболеваний крови и сердечно-сосудистой системы, фактором которого является угарный газ (СО), были установлены несколько участков с очень высоким уровнем риска в гг. Воронеж, Липецк и Тамбов. Практически вдоль всех крупнейших транспортных артерий городов и на крупных перекрестках, выделяются зоны повышенного риска, затрагивающие часто жилые зоны.

В холодный период года на большинстве урбанизированных территорий ЦЧР уровень неканцерогенного риска возникновения заболеваний при воздействии СО снижается. Однако на некоторых перекрестках автодорог наблюдается тенденция увеличения, что обусловлено увеличению их загруженности при изменении климатических условий.

Наиболее негативная ситуация складывается при оценке неканцерогенного риска возникновения заболеваний органов дыхания, глаз, понижения иммунитета при воздействии формальдегида.

В тёплый период года более 30–50 % территорий городов ЦЧР расположено в зоне очень высокого уровня риска. В холодный период года территории повышенного, высокого и очень высокого уровня риска доходят до 70 % городского пространства крупных урбанизированных территорий.

Исследования проведены при поддержке гранта РФФИ (проект 16-45-360284 p\_a)

1. Епринцев С. А. Оценка экологической комфортности урбанизированных территорий // Вестн. Тамбовского университета. Сер.: Естественные и технические науки. 2014. Т. 19, № 5. С. 1410–1412.
2. Куролан С. А., Епринцев С. А., Клепиков О. В. и др. Воронеж: среда обитания и зоны экологического риска. Воронеж: Истоки, 2010. 207 с.
3. Куролан С. А., Мамчик Н. П., Клепиков О. В. Оценка риска для здоровья населения при техногенном загрязнении городской среды. Воронеж: ВГУ, 2006. 220 с.
4. Приваленко В. В., Безуглова О. С. Экологические проблемы антропогенных ландшафтов Ростовской области. Том 1. Экология города Ростова-на-Дону. Ростов-на-Дону: Изд-во СКНЦ ВШ, 2003. 290 с.
5. Куролан С. А., Мамчик Н. П., Клепиков О. В. Медико-экологический атлас Воронежской области. Воронеж: Истоки, 2010. 167 с.
6. Куролан С. А., Нестеров Ю. А., Епринцев С. А. Типизация территории Воронежской области по уровню техногенного воздействия на среду обитания // Вестн. Воронежского гос. ун-та. Сер.: География. Геоэкология. 2010. № 1. С. 5–11.
7. Шекоян С. В., Епринцев С. А. Анализ экотоксикологического состояния территории г. Воронежа // Вестн. Тамбовского ун-та. Сер.: Естественные и технические науки. 2014. Т. 19, № 5. С. 1365–1367.

## ХИМИЧЕСКИЙ И МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЙ СОСТАВ ПИТЬЕВЫХ ПОДЗЕМНЫХ ВОД г. НАРЬЯН-МАРА (ЕВРОПЕЙСКАЯ АРКТИКА, РОССИЯ)

И. С. Иванова<sup>1, 2</sup>, Н. Г. Наливайко<sup>3</sup>, Л. С. Широкова<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Федеральный исследовательский центр комплексного изучения Арктики РАН, пр. Ломоносова 249, 163001 Архангельск, Российская Федерация; IvanovaIS\_1986@mail.ru

<sup>2</sup> Томский филиал Института нефтегазовой геологии и геофизики СО РАН, пр. Академический 4, 634021 Томск, Российская Федерация

<sup>3</sup> Томский политехнический университет, Институт природных ресурсов, пр. Ленина 30, 634050 Томск, Российская Федерация

Интенсивное хозяйственное освоение арктической части Европейского Севера влечет за собой резкое увеличение антропогенной нагрузки, которая проявляется не только в развитии промышленного производства, но и в росте населения, в том числе и временного. В результате чего, продукты антропогенной деятельности (загрязняющие вещества), поступают с поверхностным стоком. Одной из главных проблем данного региона является обеспечение населения питьевой водой, отвечающей всем нормам качества [1, 2]. Подземные воды, как источник для хозяйственно-питьевого водоснабжения, имеют ряд преимуществ по сравнению с поверхностными водами: они имеют высокое качество изначально, более защищены от антропогенного загрязнения и менее подвержены сезонным колебаниям уровней вод.

Гидрографическая сеть Большеземельской тундры представлена, в основном, термокарстовыми озёрами, которые характеризуются простыми округлыми очертаниями, небольшой глубиной, торфянистыми обрывистыми берегами и торфяным дном.

В геологическом строении исследуемого района принимают участие отложения меловой, неогеновой и четвертичной систем. На исследуемой территории развиты многолетние мерзлые породы, которые затрудняют питание подземных вод, так как являются водоупором. К основным водоносным комплексам относятся водоносный комплекс четвертичных отложений, нерасчленённых неоген-среднечетвертичных отложений и нижнемеловых отложений. Главным источником для хозяйственно-питьевого водоснабжения населения г. Нарьян-Мара являются подземные воды современного аллювиального водоносного горизонта, залегающего первым от поверхности и распространённого в долинах рек Печоры и Куи. Источниками питания горизонта являются атмосферные осадки и поверхностные воды. Водовмещающие породы представлены песками мощностью до 30 м. Ниже подстилают суглинки вычегодского горизонта, являющиеся водоупором и защищающими водоносный горизонт современных аллювиальных отложений от солёных вод нижнемелового водоносного комплекса.

В течение 2016 г. на территории г. Нарьян-Мара были проведены полевые работы, включающие в себя гидрохимические, микробиологические исследования природных вод. В результате, получены данные по химическому составу 11 проб подземных вод (табл. 1), которые были дополнены фондовыми данными.

Питьевые подземные воды являются пресными (минерализация 0,1–0,25 г/л), гидрокарбонатными кальциево-натриевыми, с повышенным содержанием Fe до 3 мг/л ( $ПДК_{х-п} = 0,3$  мг/л). Повышенное содержание Fe в водах оказывает влияние не только на здоровье населения, но и осложняет работу водозаборных скважин, так как при контакте с кислородом  $Fe^{2+}$  окисляется и образует гидроокись, которая в свою очередь негативно влияет на состояние фильтров и обсадных труб скважин. Содержание растворённого  $C_{орг}$  (РОУ) в подземных водах минимально, среднее значение составляет 1,5 мг/л. Химический состав подземных вод схож с составом поверхностных, т. к. питание пресных подземных вод происходит за счёт инфильтрации атмосферных осадков и притока речных вод.

В условиях потепления климата таяние вечной мерзлоты может провоцировать образование новых термокарстовых озёр и провалов, что способствует выводу органического вещества из торфа в воды озёр и рек. Наличие повышенного содержания органических веществ в водах повлечёт за собой увеличение концентраций в первую очередь Fe, т. к. именно этот элемент обладает наибольшей способностью к образованию органо-минеральных комплексов, способствующих удержанию Fe, а также являющихся хорошими сорбентами для других микроэлементов, которые при высоких концентрациях являются токсичными для живых организмов.

Таблица 1 – Основные гидрохимические параметры подземных вод района г. Нарьян-Мара, мг/л

Параметр	минимум	максимум	среднее
pH	6,3	7,5	6,9
$\Sigma_M$	52,2	689,0	181,2
POУ	0,7	3,6	1,5
Cl	2,082	57,331	10,183
SO <sub>4</sub>	1,029	33,066	6,673
Na	2,158	62,940	11,871
K	0,479	8,674	1,705
Ca	6,950	59,594	23,188
Mg	1,992	18,319	5,234
Fe	0,035	2,770	1,001
Mn	0,037	3,069	0,460
Si	2,604	6,011	4,456

Наиболее чувствительными индикаторами изменений химико-экологической обстановки окружающей среды являются микроорганизмы, которые являются важнейшим компонентом любой экосистемы, а их количественные и качественные изменения представляют отдельное значение как для характеристики санитарно-гигиенического, так и экологического состояния экосистем. При оценке загрязнения природных вод используются количественные характеристики таких физиологических групп бактерий как: сапрофиты, сульфатредуцирующие бактерии, железобактерии, а так же микробиологические показатели, связанные с геохимическими циклами биогенных веществ: С, N, P и S.

Для установления разнообразия физиологических групп бактерий был выполнен микробиологический анализ питьевых подземных вод. Исследования микрофлоры природных вод проводились при помощи классических методик, принятых в микробиологии [3–4]. Посев на микробиологический анализ проводился непосредственно после отбора проб. Выявляли различные физиологические группы микроорганизмов геохимических циклов С, N, S, Fe с использованием жидких и твердых питательных сред. Результаты микробиологических анализов представлены в табл. 2.

Таблица 2 – Некоторые физиологические группы бактерий, представленных в арктических природных водах, кл/мл

Физиологические группы бактерий питьевых подземных вод	Скв. 11	Скв. 7	Скв. 1
Копиотрофы (сапрофиты)	3 700	70 610	46 450
Олиготрофы	21 200	129 720	123 320
Индекс олиготрофности	5,8	1,6	2,7
Нефтеоокисляющие	390	26 000	51 000
Гетеротрофные железобактерии	6 700	21 660	50 900
<i>Thiobacillus intermedius</i>	1 420	69 300	2 700

Исследования показали, что микрофлора подземных вод представлена различными физиологическими группами микроорганизмов, осуществляющих деструкцию органических и минеральных веществ: сапрофитами, олиготрофами, нитрифицирующими, сульфатредуцирующими, железобактериями, нефтеоокисляющими бактериями. Наиболее распространёнными в подземных водах по способу питания являются гетеротрофные микроорганизмы: олиготрофы, сапрофиты, нефтеоокисляющие.

Для определения аккумуляционно-деструкционных процессов органического вещества в водных средах используют количественные данные по содержанию сапрофитных и олиготрофных микроорганизмов.

К олиготрофным микроорганизмам относятся гетеротрофные бактерии, обладающие способностью развиваться в средах, с низким содержанием органических (менее 1 мг/л) и минеральных веществ. Сапрофитными называются гетеротрофные микроорганизмы, питающиеся органическими веществами отмерших организмов или выделениями живых. Они адаптированы к высоким концентрациям водорастворённого органического вещества в среде, т. е. являются копиотрофами. Биогеохими-



ческая деятельность этих микроорганизмов связана с процессами самоочищения природных сред от различного рода органических веществ, окисление которых осуществляется ими с выделением, прежде всего,  $\text{CO}_2$ , что может значительно менять газовый состав природных вод. Одновременное выявление сапрофитов (копиотрофов) и олиготрофов, сравнение их количества показывает степень минерализованности органического вещества в водах. Отношение количества олиготрофов к числу колоний сапрофитов даёт количественный показатель – индекс олиготрофности, по величине которого судят о степени обогащенности местообитания азотсодержащим органическим веществом и интенсивности процессов минерализации этого органического вещества. Индекс олиготрофности характеризует способность экологической системы к самоочищению. Низкая концентрация органического вещества в изученных водах проявилась в количественном преобладании олиготрофов над копиотрофами. Поэтому для всех исследуемых образцов показатель индекса больше единицы, что свидетельствует об активной минерализации органического вещества и способности данной экосистемы к самоочищению. Повышенный индекс олиготрофности в пробе подземной воды скв. № 11 свидетельствует о гидравлической связи между поверхностными и подземными водами, т. к. данная скважина имеет небольшую глубину и расположена на берегу озера.

Особенность состава микрофлоры воды данных скважин состоит в отчётливой их дифференциации по количеству нефтеокисляющих бактерий. Максимально высокая численность этих бактерий характерно для скв. № 1, имеющей гидравлическую взаимосвязь с оз. Казённым, в котором на момент опробования наблюдалось размножение водорослей, сопровождающееся выделением в воду углеродной органики биологического происхождения.

Железоокисляющие бактерии также присутствуют в подземных водах в большом количестве. Количественное их распределение аналогично нефтеокисляющим бактериям. Причина их максимальной численности в скв. № 1 так же связана с «цветением» озера.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РНФ № 15-17-10009, гранта Президента РФ МК-4984.2016.5, гранта РФФИ № 16-05-0002-мол\_а.

1 СанПиН 2.1.4.1074-01. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества: санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. М.: Минздрав России, 2002. 103 с.

2. ГОСТ 18963–73. Вода питьевая. Методы санитарно-бактериологического анализа. М.: Стандартинформ, 2008. 15 с.

3. Герхардт Ф., Мюррей Р., Костилоу Р. и др. Методы общей бактериологии. М.: Мир, 1983. Т. 1. 536 с.

4. Гусев М. В., Минеева Л. А. Общая микробиология. М.: МГУ, 1973. 376 с.

УДК 550.04

## БИОСФЕРНЫЕ АСПЕКТЫ ТЕХНОГЕНЕЗА

**В. Б. Кадацкий**

Белорусский государственный педагогический университет,  
ул. Советская 18, 220030 Минск, Республика Беларусь; v.kadatsky@tut.by

В 1975–1987 гг. в Институте геохимии и геофизики АН БССР под руководством акад. К. И. Лукашева выполнялся широкий спектр программ, в частности, по вопросам биогеохимии, геохимии ландшафтов, поведения технофильных микроэлементов, включая мгновенно возникший фактор миграции чернобыльских радионуклидов. Вместе с тем К. И. Лукашёв постоянно обращался к биосферной тематике, синтезирующей эти результаты и включающей вопросы рационального природопользования. Участие автора статьи в написании совместной с К. И. Лукашёвым монографии «Развитие биосферы в голоцене» [1] способствовало более глубокому проникновению в суть ряда биосферных проблем, включая обостряющее взаимоотношение «природа-общество». Была также осознана необходимость прогнозирования будущего биосферы, поскольку это направление становится всё более актуальным.

Многие исследователи склоняются к идее В. И. Вернадского, что биосфера постепенно сменится ноосферой [2], в которой основная движущая сила перейдёт от живого вещества к разумной деятельности общества. Однако между этими состояниями природы зародился и начал разрастаться переходный этап, получивший название «техносфера». Если в биосфере самой активной геологической

силой являются живые организмы, то в техносфере в соответствии с эмпирическими наблюдениями и биогеохимическими расчётами, эта роль постепенно переходит к суммарной деятельности человечества. Известный пример – в земной природе изредка встречается чистое Fe: в метеоритах или в редких месторождениях. Что касается технически чистого Fe, то его в год выплавляется огромная масса (около 700 млн т) и насыщается им вся поверхность планеты. Сходные процессы наблюдаются и с рядом других элементов и соединений. Так, основными источниками техногенных синтезируемых радионуклидов являются работающие атомные электростанции, их аварии, испытания ядерного оружия, захоронение радиоактивных отходов. Техногенная деятельность также производит разнообразие ядовитых соединений, не существующих в природной среде, которые включаются в различные виды миграций и начинают угрожать существованию многих видов организмов, включая их создателя. Наконец в результате хозяйственной деятельности извлекаются, перерабатываются и перемещаются миллиарды тонн горных пород, формируя искусственные антропогенные формы рельефа – техноморфы [3]. Все эти процессы продолжают активизироваться в связи с растущими материальными потребностями общества. В результате на значительных территориях формируется искусственная среда обитания с обновленным рельефом, измененными биогеохимическими процессами, включая поступление токсичных веществ в виде газов, паров, пыли и т. д.

Во второй половине минувшего века оформились разнообразные представления о том, что производственная деятельность человека негативно сказывается на элементах окружающей природы. Следы этого влияния обнаруживаются даже в сложно-доступных регионах – в Арктике, в Антарктиде и в высокогорных местностях. Появились списки глобальных проблем, несущих угрозы всему человечеству. Так, у одних специалистов это экологические вопросы, связанные с техногенным загрязнением природных сред и, следовательно, с ухудшением качества всей географической оболочки. Другие на первое место выдвигают угрозу новой мировой войны, которая может быть вызвана дефицитом исчерпаемых природных ресурсов. Кстати, её преддверие некоторые эксперты видят в существующих нефтяных спорах и непрекращающихся актах терроризма. В списках первостепенных проблем отмечается также и глобальное потепление климата, и техногенно-природные катастрофы, и еще не менее двух десятков позиций. Иными словами, их перечень и ранжирование по степени опасности варьируют у разных исследователей, что свидетельствует о сложности и недостаточной проработке темы. Вместе с тем не вызывает сомнений, что в урегулировании проблем между природой и обществом заинтересованы все государства независимо от их политического устройства, социального развития, культурных особенностей и научно-технического потенциала.

Происходящие природные изменения вызывают разностороннее беспокойство, а её будущее привлекает внимание многих наук, различных учёных, политических и общественных деятелей, любознательных граждан. В частности, в 1992 г. в г. Рио-де-Жанейро состоялась знаменитая конференция ООН, которая наметила план всеобщих действий с целью сохранения доставшейся человеку природы. Участвовали представители более 170 стран и приняли так называемую концепцию «Устойчивого развития». Она призывает стабилизировать существующую экологическую ситуацию с помощью решения двух главных задач. Во-первых, необходимо естественные богатства использовать рационально; во-вторых, следует контролировать уровень развития хозяйственной деятельности способностью природных ландшафтов нейтрализовать её негативное влияние. Однако международные эксперты в последующие годы констатировать, что глобальная экологическая ситуация не улучшается. Более того, усиливаются представления, что нарастающая антропогенная деятельность в скором времени способна привести ландшафты к еще большей деградации и ухудшению их жизнеобеспечивающего функционирования. При этом крайне пессимистическая точка зрения сводится к утверждению, что «критический порог деформации окружающей среды человечеством перейден. Дальнейший экономическое развитие и сопутствующий ему рост населения дают ускорение начавшейся катастрофы и ведут к коллапсу» [4]. Выход сторонники этой идеи видят в том, что человечество в целом и каждый индивидуум в отдельности должны отказаться от сверхпотребления и вернуться в «пределы хозяйственной ёмкости экосистем». Всё остальное биосфера сделает сама с помощью, так называемой, «биотической регуляции». Причём действовать необходимо быстро (хотя сроки не уточняются), поскольку существенные изменения окружающей среды стали происходить на глазах одного поколения людей.

Накопленный глобальный опыт свидетельствует, что развитые государства не могут отказаться от достигнутого уровня благосостояния, а развивающиеся страны будут активно стремиться повысить уровень качества жизни за счёт дальнейшего усиления эксплуатации природы. Кроме того, исходя из

первоочередных экономических (и политических) противостояний как внутри ряда стран, так и между ними, решение вопросов проблемы «природа-общество» по-прежнему будет оставаться на втором плане и, следовательно, сама проблема будет обостряться и далее. Иными словами, современная цивилизация, нацеленная на потребление (при одновременном бедственном состоянии около трети населения), в принципе не способна ослабить масштабы и темпы своего воздействия на среду обитания.

Отметим, что с 70-х гг. минувшего века группой авторитетных учёных и общественных деятелей было создано международное объединение, известное как «Римский клуб». Оно стало ведущим в разработке глобальных проблем развития цивилизации в условиях современного трансформирующегося мира. В течение сорока лет по заказу Римского клуба (1972–2012 гг.) ряд авторитетных исследователей выполнил более тридцати научных докладов на различные темы, посвященные взаимоотношению «природа-общество». Их основная суть сводится к тому, что общемировые экологические проблемы будут проявляться всё более остро в связи с ростом населения планеты. С помощью компьютерных моделей в докладе под названием «Пределы роста» были представлены первые прогнозныe заключения на этот счёт. Отмечалось, что темпы увеличения численности жителей планеты и безудержное потребление исчерпаемых природных ресурсов приведут в 2020 г. к общемировой катастрофе. Последующие исследования перенесли сроки наступления этого пессимистического сценария уже на середину века. Следует отметить, что авторитет Римского клуба весьма высокий и подобные представления разделяют многие учёные, политики, бизнесмены, образованные граждане.

В 1960–1970 гг. зародился общественный интерес к глобальному потеплению климата, поскольку его начали связывать с поступлением в атмосферу ряда «парниковых» газов в связи с разнообразной хозяйственной деятельностью. Приостановить в обозримые годы этот процесс не удастся, поскольку повсеместно происходит наращивание промышленного и сельскохозяйственного производств. Особенно свойственно это развивающимся странам, в которых проживает три четверти населения мира. Исходя из этих реалий и различных расчётов, большинство климатологов и экологов пришло к представлению, что уже к концу XX в. это приведёт к повышению температуры приземной атмосферы от 2 °С до 3 и даже 5 °С. С помощью журналистов проблема CO<sub>2</sub> получила беспрецедентный общественный интерес особенно в связи с ожидаемыми негативными последствиями из-за таяния льдов, подъёма уровня Мирового океана, затопления прибрежных территорий, усиления процессов опустынивания и т.д.

По мере приближения к рубежу XXI в. стала очевидной несостоятельность этих прогнозов. Само потепление, как свидетельствуют независимые данные метеонаблюдений, составило примерно 0,5–0,8 °С и его логично трактовать в качестве естественной температурной вариации. Однако наиболее радикальные сторонники «парникового эффекта» очень легко решили эту проблему. Вначале они перенесли его на середину наступившего века, а затем – ближе к его окончанию. А современное полуградусное потепление, в сравнении с малым ледниковым периодом XIV–XIX вв., обязано естественным климатическим вариациям [5], обоснованным задолго до их декларирования.

Не следует также забывать, что биосфера как саморегулирующая система способна подавлять любые негативные явления, происходящие в её пределах. Она обладает грандиозными защитными механизмами, направленными на нейтрализацию избыточных ингредиентов в своих средах посредством усиления фотосинтеза, современного карбонатакопления, связывания подвижных форм различных химических элементов в труднорастворимые соединения и т. д. Поэтому, по мере необходимости, излишние в биосфере газы, растворы, пылеватые вещества постоянно изымаются и частично переводятся либо в дополнительную первичную продукцию (урожай), либо связываются в горных породах различного состава и генезиса, и направляются в геологические запасники (почвенные и донные отложения). Сами механизмы биогеохимического регулирования техногенеза задача нынешних и будущих исследований.

С геосистемных позиций отмеченные явления весьма целесообразны. Во-первых, осуществляется перемешивание, разбавление, а также связывание разнообразных примесей (как природного, так и техногенного генезиса), что способствует самоочищению природных сред и является важным условием для последующего нормального протекания биогеохимических реакций. Во-вторых, механически гасится избыточная энергия, увеличение которой может вести к дальнейшему нарушению теплового баланса, что нежелательно для привычного функционирования природной системы любого уровня, включая всё живое.

1. Лукашѐв К. И., Кадацкий В. Б. Развитие биосферы в голоцене. Мн.: Наука и техника, 1978. 178 с.
2. Вернадский В. И. Несколько слов о ноосфере // Успехи современной биологии. 1944. Т. 18, № 2. С. 113–120.
3. Кадацкий В. Б., Лукашѐв К. И. Некоторые вопросы техногенного морфогенеза // Геологическое изучение территории Белоруссии. Мн.: Наука и техника, 1979. С. 160–163.
4. Горшков В. В., Горшков В. Г., Данилов-Данильян В. И. и др. Информация о живой и неживой природе // Экология. 2002. № 3. С. 163–169.
5. Турманина В. И. Растения рассказывают. М.: Мысль, 1987. 156 с.

УДК 550.4:631.4

## ВОЗДЕЙСТВИЕ ЖЕЛЕЗОРУДНОГО ПРОИЗВОДСТВА НА ГЕОХИМИЮ ЛАНДШАФТОВ (НА ПРИМЕРЕ МИХАЙЛОВСКОГО ГОКА КУРСКОЙ ОБЛАСТИ)

О. В. Кайданова, И. В. Замотаев, С. Б. Суслова, Г. С. Шилькрот

Институт географии РАН, Старомонетный пер. 29, 119017 Москва, Российская Федерация; o.v.kaydanova@igras.ru

Преобразование ландшафтов в районах добычи и переработки руд является одним из самых масштабных воздействий хозяйственной деятельности человека на природу. Наибольшей трансформации в этих условиях подвергаются геоморфологическая структура ландшафтов, а также почвенный и растительный покровы. Важным геохимическим фактором формирования новых техногенных ландшафтов становится выпадение значительного количества атмосферной пыли, образующейся при горнопромышленном производстве, рассеивании пылевого материала с отвалов вскрышных пород и хвостохранилищ. Зона атмотехногенного влияния горно-обогачительных комбинатов, связанная с большим объёмом поступления минеральной пыли, обогащенной тяжѐлыми металлами (ТМ), достигает десятков километров [3–5, 8].

Литературные данные последних лет свидетельствуют об интенсивном поступлении ряда химических элементов в окружающие ландшафты от промышленных объектов Михайловского горно-обогачительного комбината (МГОКа), расположенного на северо-западе Курской обл. [2, 6, 7]. В пыли, поступающей от объектов МГОКа, преобладает Fe – 168 500 мг/кг. Высокие концентрации в техногенной пыли были отмечены также для Cu – 70 мг/кг, Mn – 750, Cr – 110, Zn – 350, Ni – 60, Pb – 60, Co – 20 [6].

Такие атмотехногенные нагрузки могут привести к изменению геохимических и гидрохимических характеристик компонентов ландшафтов, нарушению взаимосвязей между ними. В связи с этим были проведены исследования содержания ТМ в почвах геохимически сопряжѐнных ландшафтов, находящихся под воздействием МГОКа, и донных отложениях рр. Песочной и Черни, в долинах которых расположены все промышленные объекты МГОКа.

Определение в почвенных образцах валовых содержаний ТМ выполнено методом рентгенофлуоресцентной спектроскопии (РФА) на приборе TEFA-6111 (XRF-analysis), в донных отложениях – методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (ICP-MS) на приборе Elan-6100 в лаборатории ЦНИГРИ.

Геохимическая трансформация почв, находящихся под воздействием промышленных объектов МГОКа, оценивалась относительно серых типичных почв водоразделов, изученных в 20 км западнее МГОКа. Содержание ТМ в гумусовом горизонте этих почв принято за фоновое и составило (мг/кг): Cr – 28, Mn – 600, Co – 6,5, Ni – 14, Cu – 15, Zn – 38, Pb – 20. Уровень загрязнения почв ТМ оценивался по значениям  $K_c$  – коэффициенту техногенной концентрации химического элемента, рассчитываемого как отношение содержания химического элемента в исследуемой почве к фоновому.

Проведѐнные геохимические исследования показали, что уровень загрязнения почв элювиальных ландшафтов промплощадки МГОКа лежит в интервале «минимальный–слабый». Наибольшие  $K_c$  отмечены для Cu (2,7), Cr (1,8), Mn (1,7);  $K_c$  для Co, Ni, Zn и Pb изменяется от 1,2 до 1,5.

Анализ данных по содержанию ТМ в почвах элювиальных ландшафтов, находящихся в 0,3, 3 и 6 км к северу от МГОКа, свидетельствует об ослаблении аэрального поступления Mn и Co в почвы с увеличением расстояния от источников выбросов (табл. 1). В 0,3 км от промплощадки содержание в почвах Co снижается до фонового уровня. В 3 км от МГОКа фоновому уровню соответствуют кон-

центрации Co и Mn. Содержание в почве Cu, Cr, Zn, Ni, Pb с удалением от МГОКа остается на уровне минимального загрязнения ( $K_c < 2$ ).

Исследование содержания ТМ в почвах трансэлювиальных ландшафтов (в 3 км к северо-востоку и в 6 км к югу от МГОКа) показало, что их значения очень близки к таковым в почвах водораздельных позиций. Полученные результаты говорят о незначительном латеральном переносе ТМ в геохимическом сопряжении: элювиальный–трансэлювиальный ландшафт.

Таблица 1 – Содержание ТМ в гумусовых горизонтах серых типичных почв на разном удалении от МГОКа, мг/кг

Расстояние от МГОКа, км	Микроэлементы						
	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Pb
0,3	40	1 000	5	10	30	40	30
3	60	600	4	10	35	40	30
6	50	600	6	15	30	50	30

Хвостохранилище МГОКа занимает часть русла р. Песочной. Тяжёлые металлы, накопленные в хвостохранилище за многие годы его существования, могут во время паводков поступать в составе взвесей в сопредельные ландшафты, а в растворённых формах проникать в грунтовые воды и мигрировать с ними, задерживаясь на геохимических барьерах в трансаккумулятивных ландшафтах. Для оценки загрязнения ТМ трансаккумулятивных ландшафтов были изучены почвы поймы р. Песочной выше и ниже хвостохранилища.

Исследование аллювиальных серогумусовых глееватых почв трансаккумулятивных ландшафтов верховья р. Песочной выше хвостохранилища (в 1 км к северу) выявило незначительное накопление ТМ (Cr, Mn, Cu, Zn, Pb) во всех почвенных горизонтах, соответствующее минимальному уровню загрязнения ( $K_c < 2$ ).

Ниже хвостохранилища, в 500 м к востоку от его южной окраины, ТМ исследовались в аллювиальной торфяно-глеевой почве, сформировавшейся в понижении с близким залеганием уровня почвенно-грунтовых вод. О влиянии хвостохранилища на содержание ТМ в этой почве свидетельствует загрязнение всех горизонтов Ni ( $K_c = 3,3-3,7$ ) и Zn ( $K_c = 2,5$ ).

В аллювиальных серогумусовых почвах прирусловой части поймы р. Песочной при впадении её в р. Свапу (11 км к югу от хвостохранилища) зафиксированы наиболее высокие содержания Mn. Содержание этого элемента в горизонте C3g на глубине 100–110 см, постоянно испытывающем воздействие почвенно-грунтовых вод, в 5 раз выше фонового содержания, что соответствует среднему уровню загрязнения. В вышележащем глеевом горизонте профиля отмечено также накопление Cr, Co, Cu и Zn (табл. 2).

Таблица 2 – Коэффициенты концентраций ( $K_c$ ) в аллювиальных серогумусовых почвах. 50 м от устья р. Песочной, 11 км ниже хвостохранилища

Горизонты	Глубина, см	Микроэлементы						
		Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Pb
AУ	0–10	1,8	1	1,2	1,1	2,7	1,6	1,5
AУ	25–30	2,1	0,8	1,2	1,4	2,7	1,3	1,5
C1g	75–80	2	0,8	1,2	1,4	2,7	2,1	1,5
C2g	90–95	2,9	3,3	1,5	1,1	3,3	2,6	1,5
C3g	100–110... вода	2,9	5	1,5	1,1	2	2,1	1,5

В целом общий фон загрязнения почв ТМ в зоне воздействия МГОКа характеризуется как минимальный–слабый. В почвах ТА ландшафтов в нижних глеевых горизонтах, испытывающих влияние грунтовых вод, связанных с акваторией хвостохранилища, выявлены повышенные концентрации ТМ, соответствующие среднему уровню загрязнения: Ni ( $K_c = 3,7$ ), Mn ( $K_c = 5$ ), Cr ( $K_c = 7$ ). Накопление ТМ связано с их осаждением на окислительно-восстановительных и седиментационных геохимических барьерах.

Процесс накопления ТМ в донных отложениях определяется их адсорбцией на тонкодисперсных глинистых и песчаных частицах, органическом веществе и Fe-Mn образованиях. В донных отло-

жениях р. Песочной, в 1 км выше хвостохранилища, было выявлено максимальное содержание практически всех микроэлементов. По-видимому, отчасти это обусловлено замедленным водообменном, связанным с созданием и функционированием хвостохранилища, и формированием гидродинамической зоны подпора подземных вод [1].

В пробах донных отложений в 8 км к югу от хвостохранилища, содержание микроэлементов, кроме Cu и Zn, заметно уменьшается. Содержание же Cu здесь возрастает практически в 4 раза, относительно высоким остаются концентрации Zn. Полученные результаты исследований свидетельствуют о большой подвижности соединений Cu и Zn в водной системе р. Песочная – хвостохранилище (табл. 3).

Таблица 3 – Содержание ТМ в иловых речных отложениях, мг/кг сухого вещества, 2015–2016 гг.

Объект	Fe	Ti	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Pb
р. Песочная, 1 км выше хвостохранилища	12 615	3 159	30,8	434	6,2	17,9	17,1	55,6	12,3
р. Песочная, 1,5 км ниже хвостохранилища	11 312	2 401	18,9	281	4,5	10,8	6,6	23,7	12,1
р. Песочная, 8 км ниже хвостохранилища	6 883	909	9,0	296	1,9	6,9	32,9	35,4	9,3
р. Чернь, 1 км ниже промплощадки	16 047	2267	21,5	1 029	13,1	13,1	9,9	25,8	12,7
р. Чернь, 0,5 км ниже отвалов	30 676	4 646	65,4	1 233	15,5	30,5	29,6	122,3	25,8
р. Чернь, 6 км ниже всех объектов МГОКа	7 910	817	10,9	118,3	2,4	3,4	3,1	26,8	5,9

Аквальные ландшафты р. Чернь, находящиеся в сфере непосредственного влияния промплощадки МГОКа, карьера и отвалов вскрышных пород, несут наибольшую техногенную нагрузку по сравнению с другими акваландшафтами, о чём свидетельствуют повышенные концентрации микроэлементов в их донных отложениях (табл. 3). Наибольшие концентрации всех ТМ отмечаются в донных отложениях р. Чернь в 0,5 км к югу от отвалов. Ниже по течению реки, в 6 км ниже всех объектов МГОКа, содержание ТМ в донных отложениях существенно снижается – в 5–10 раз.

Таким образом, проведенные исследования показали, что многолетнее воздействие предприятий Михайловского ГОКа на окружающие ландшафты привело к разной степени геохимической трансформации их компонентов. При этом наиболее уязвимыми к загрязнению являются трансаккумулятивные и аквальные ландшафты, находящиеся под воздействием хвостохранилища и отвалов.

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы фундаментальных исследований Президиума РАН П 15.

1. Бугреева М. Н., Титов Р. И. Гидрогеохимическая оценка подземных вод Михайловского промрайона КМА // Вестн. Воронеж. ун-та. Геология. 2002. № 2. С. 123–129.

2. Гонеев И. А., Кумани М. В. Влияние полевых выбросов Михайловского ГОКа на загрязнение земель тяжелыми металлами // Вестн. Воронежского гос. ун-та. Сер. Геогр., Геоэкол. 2010. С. 66–70.

3. Джувеликян Х. А. Экологическое состояние природных и техногенных ландшафтов Центрального Черноземья.. Петрозаводск, 2007. 50 с.

4. Замотаев И. В., Иванов И. В., Михеев П. В., Белобров В. П. Трансформация и загрязнение почв в районах добычи железных руд (обзор литературы) // Почвоведение. 2017. № 3. С. 370–384.

5. Лисецкий Ф. Н., Чендев Ю. Г., Голусов П. В., Чепелев О. А. Загрязнение почв тяжелыми металлами в зоне влияния Курской магнитной аномалии // Региональные гигиенические проблемы и стратегия охраны здоровья населения: науч. тр. Федеральн. науч. центра им. Ф. Ф. Эрисмана. М., 2004. Вып. 10. С. 286–290.

6. Пашкевич М. А., Понурова И. К. Геоэкологические особенности техногенного загрязнения природных экосистем зоны воздействия хвостохранилища Михайловского ГОКа // Горный информационно-аналитический бюллетень. 2006. Вып. 5. С. 349–356.

7. Понурова И. К. Защита природной среды на основе рациональной технологии консервации отходов обогащения на Михайловском ГОКе. СПб., 2007. 24 с.

8. Яницкий Е. Б. Геоэкологическая оценка и мониторинг антропогенного воздействия горной промышленности Курской магнитной аномалии с использованием геоинформационных систем (на примере Старооскольско-Губкинского района). Астрахань 2009. 23 с.

## НАКОПЛЕНИЕ Cu, Pb, Ni И Cr В ПОЧВАХ г. МОЛОДЕЧНО

А. А. Карпиченко, Н. К. Чертко, А. С. Семенюк

Белорусский государственный университет, географический факультет,  
пр. Независимости 4, 220030 Минск, Республика Беларусь; karp@bsu.by

Формирование почв городов в значительной мере обусловлено техногенезом, отличающимся специфичностью, территориальной неоднородностью и разнонаправленностью воздействия, что приводит к формированию особой высококонтрастной структуры почвенного покрова. Техногенно-сформированные и нарушенные почвы отличаются морфологией, гранулометрическим, минералогическим и химическим составом, нарушениями в водном и воздушном режимах, кислотно-щелочной и окислительно-восстановительной обстановках [1, 2]. В результате техногенеза в почвах городов часто наблюдается накопление тяжёлых металлов, происходящее за счёт пылевых и газообразных выбросов от стационарных источников и транспорта, при складировании и перевозке бытовых и промышленных отходов. Данное обстоятельство приводит к формированию геохимических аномалий, в которых может отмечаться многократное превышение фоновых и предельно допустимых концентраций ряда химических элементов, набор которых во многом обусловлен специализацией промышленности. Подобные аномалии могут сказываться на состоянии растительности, влиять на здоровье населения, что определяет актуальность исследования особенностей сопряжённого накопления технофильных элементов в почвах и растительности, поскольку наложение множества антропогенных и природных факторов ведет к формированию специфичной картины накопления, отличающейся для каждого города [2, 3].

Для изучения содержания тяжёлых металлов в почвах г. Молодечно в конце июня 2016 г. проводился отбор проб во всех функциональных зонах города (рис. 1).



Рисунок 1 – Схема отбора образцов

Анализ валового содержания Cu, Pb, Ni, Cr в почвах производился эмиссионно-спектральным методом на многоканальном атомно-эмиссионном спектрометре ЭМАС-200ДДМ в дуге переменного тока в НИЛ экологии ландшафтов БГУ. Статистическая обработка результатов анализов проводилась в пакетах Microsoft Excel и Statsoft Statistica 6.0.

По результатам эмиссионно-спектрального анализа проб почв было установлено содержание валовых форм Cu, Pb, Ni, Cr в воздушно-сухой почве, представленное в табл. Геохимическая оценка загрязнения производилась путём сравнения валового содержания исследуемых элементов их с фоновым содержанием в почвах Беларуси и с установленными санитарно-гигиеническими нормативами (ОДК/ПДК) [2, 4].

Содержание исследуемых элементов отличается значительным размахом варьирования, разница между максимальным и минимальным содержанием исследуемых химических элементов колеблется от 7,0 раз для Cu до 27,7 для Ni. Гистограммы содержаний элементов показывают на ряд одиночных пиков, заметно возвышающихся над средними значениями, при этом коэффициенты вариации (V) свидетельствуют о высоком варьировании для практически всех исследуемых элементов, за исключением Ni, для которого отмечено очень высокое варьирование ( $V = 87,6\%$ ). Высокое варьирование вместе с отмечаемым для исследуемых элементов отклонением от нормального распределения указывает на явный техногенный генезис геохимического накопления данных элементов, формирующий локальные геохимические аномалии [1].

Таблица – Содержание валовых форм тяжелых металлов в почвах г. Молодечно

Показатель	Химические элементы, мг/кг воздушно-сухой почвы (n = 44)			
	Cu	Pb	Ni	Cr
Минимум	6,6	3,1	2,3	9,9
Максимум	46,4	72,9	63,3	108,2
Среднее	17,5	18,7	11,0	36,5
Медиана	14,3	15,6	8,4	33,9
Коэффициент вариации (V)	51,3	59,7	87,6	43,0
Фон	13	12	20	36
ПДК	33	32	20	100

Среднее содержание Cu в верхнем горизонте почв г. Молодечно (17,5 мг/кг) превышает фоновое для почв республики, концентрации выше фона отмечены для 57 % проб. При этом из-за положительной асимметричности распределения медиана (14,3) заметно ближе к фону (13 мг/кг), поэтому разница между средним арифметическим и медианой может показывать техногенный вклад в накопление этого элемента в почвах города. Максимальные значения содержания Cu приурочены к жилой усадебной застройке (46,4 мг/кг) и производственно-складской зоне вблизи железнодорожного вокзала на западе города (рис. 2). Вторая зона существенного накопления (37,4–41,0 мг/кг) с превышением ПДК сформировалась на восточной окраине, недалеко от завода порошковой металлургии, который, в силу специфики продукции и сырья (бронзовый и медный порошки), потенциально мог служить источником эмиссии металла. Более чистые территории расположены в южной части города с многоэтажной застройкой и парками.

Для Pb, как и для Cu, характерно заметное превышение среднего содержания (18,7 мг/кг) над фоновым (12 мг/кг), которое наблюдается для 77 % отобранных образцов, а также существенная положительная асимметрия распределения, указывающая на заметную роль хозяйственной деятельности человека в формировании данной геохимической аномалии. Однако превышение ПДК (в 1,2–2,2 раза) отмечено лишь для двух смешанных проб, еще у семи были зафиксированы значения в два раза превышающие фоновые и близкие к ПДК. Наиболее загрязнённая зона близка к таковой для Cu – район железнодорожного и автовокзала с прилегающими территориями близ Либаво-Роменской улицы, заметно загруженной автотранспортом. Второе превышение ПДК отмечено на улице Михаленка, к юго-востоку от завода металлоизделий.

Наибольшее внимание привлекает пик с более чем трёхкратным превышением фона, выявленным для пробы, отобранной к юго-востоку от завода металлоизделий, для которой также характерны повышенные концентрации Pb, Sn и Cr. На расстоянии около 1 км на северо-восток от места отбора этого образца отмечается ещё одно незначительное превышение ПДК (20,1 мг/кг) восточнее воинской части и КУП Коммунальник, при этом содержание Cr также остается повышенным. Третий случай превышения фона отмечен для осушенного торфяника с заметными признаками деградации, распо-



ложенного на северо-западной окраине города в зоне влияния ГУП «Молодечненское ППТК» (поставки металлопродукции, конструкционных и строительных материалов) и филиала Белвторчермет.

Распределение Cr отличается единственным случаем превышения ПДК в частном секторе на севере города, превышение фона установлено для 43 % образцов, а среднее содержание (36,5 мг/кг) близко к фоновому. Распределение характеризуется заметной положительной асимметрией и эксцессом. Низкие концентрации характерны для центрально и северо-западной частей города, повышенные наблюдаются на северо-востоке, южной и западной периферии.

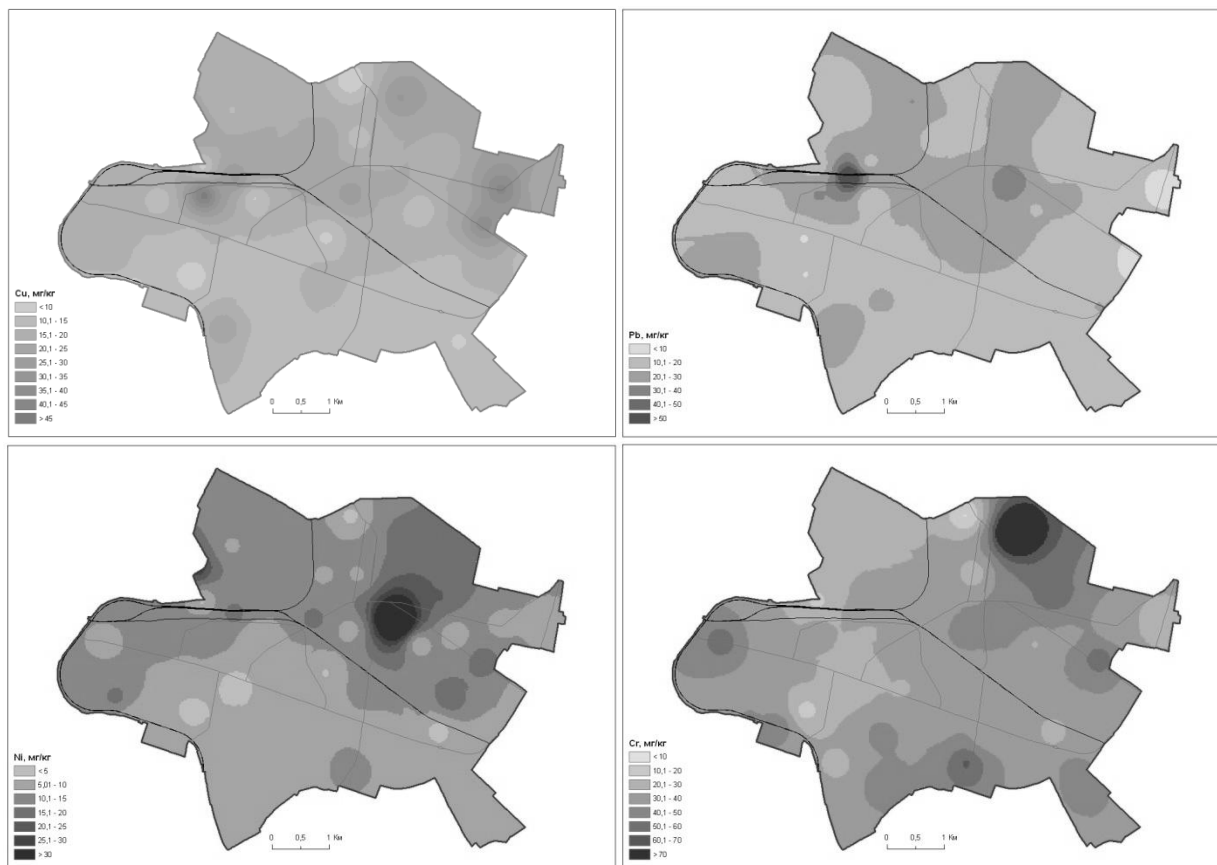


Рисунок 2 – Распределение Cu, Pb, Ni, Cr в почвах г. Молодечно, мг/кг

1. Геохимия ландшафта: учеб. Пособие / Под ред. Н. К. Чертко. Минск: БГУ, 2011. 303 с.
2. Хомич В. С., Какарека С. В., Кухарчик Т. И. Экогеохимия городских ландшафтов Беларуси. Минск: Минсктиппроект, 2004. 260 с.
3. Лукашев О. В., Жуковская Н. В. Ретроспективная оценка загрязнения почв и растительности г. Кобрин металлами // Природные ресурсы. 2009. № 1. С. 15–21.
4. Петухова Н. Н. Геохимия почв Белорусской ССР. М.: Наука и техника, 1987. 231 с.

УДК 550.4

## ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВ ТЯЖЁЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ ПРИ ИСПОЛЬЗОВАНИИ ЛАКОКРАСОЧНЫХ МАТЕРИАЛОВ

М. И. Козыренко, Т. И. Кухарчик

Институт природопользования НАН Беларуси, ул. Ф. Скорины 10,  
220114 Минск, Республика Беларусь; margarita\_kozyrenko@tut.by

Одним из источников загрязнения почв в городах тяжёлыми металлами являются используемые в быту лакокрасочные материалы. Наряду со Pb в состав многих красок входят такие тяжёлые метал-

лы как Cd, Cr, Zn, Co и другие, что связано с использованием при их производстве широкого перечня различных пигментов, в том числе свинцового сурика, свинцовых и цинковых хронов, цинковых белил, фосфата Zn, окиси Cr, фосфата Cr и пр. [1]. Указанные элементы и их соединения входят в состав нелетучей части лакокрасочных материалов, поэтому готовая продукция является источником тяжёлых металлов и потенциальным загрязнителем окружающей среды.

Поступление тяжёлых металлов в почву может осуществляться непосредственно при проведении покрасочных работ, а также вследствие «старения» краски, её отшелушивания, осыпания и последующего рассеяния. Наиболее подвержены такому загрязнению почвы в районах индивидуальной застройки, где краска используется как для наружных, так и для внутренних работ. Отшелушившаяся краска, загрязнённая почва и пыль, содержащие Pb, попадая в дом, на детские площадки, приусадебные участки, в свою очередь, становятся источником его поступления в организм человека, прежде всего детей. Именно почвы приусадебных участков стали объектом пристального внимания еще в 1970-е гг. в США, когда была установлена зависимость накопления Pb в крови детей от содержания Pb в краске, используемой для бытовых целей [5, 6]. Как известно, различные химические соединения Pb, Zn и Cd оказывают токсическое действие на организм человека и могут вызывать заболевания дыхательной и пищеварительной систем, а хроматы Pb и Zn являются канцерогенными веществами.

Исследования, посвящённые изучению загрязнения почв тяжёлыми металлами в результате использования лакокрасочных материалов, проводились нами в районах индивидуальной застройки в г. Лиде (Гродненская обл.), гг. Гомеле, Речице и Светлогорске (Гомельская обл.). Пробы почв отбирались на различном расстоянии от окрашенных поверхностей (стен домов, других зданий, заборов): в непосредственной близости от них (до 0,5 м), на удалении примерно 1 м и на удалении более 2 м. При этом в первых двух случаях выбирались относительно ненарушенные задернованные участки, глубина опробования на которых составляла 0–2 и/или 0–5 см. В третьем случае пробы почвы отбирались с глубины 0–10 см на огородах.

Содержание тяжёлых металлов определялось методом атомно-абсорбционной спектроскопии; анализировалось валовое содержание Pb, Zn, Cd, Cu, Cr и Ni. Всего отобрано и проанализировано 46 проб.

Полученные результаты свидетельствуют о высоких уровнях накопления тяжёлых металлов возле окрашенных поверхностей, прежде всего Zn, Pb, Cd и Cr, в ряде случаев – Cu. Как и следовало ожидать, максимальные концентрации указанных элементов отмечаются в пробах почв, отобранных в непосредственной близости от окрашенных поверхностей. Среднее содержание Zn здесь оценивается в 395 мг/кг, Pb – 105, Cr – 35, Cd – 1,3 мг/кг. В 92 % отобранных проб более чем в 1,5 раза превышены фоновые значения для Pb (кратность превышения составила 1,9–28,5 раз), в 100 % проб для Zn (в 2–35,7 раз), в 54 % проб для Cr (в 1,6–7,8 раз), в 88 % проб для Cd (в 5,5–113 раз). Здесь же отмечается и наибольший диапазон варибельности величин концентраций большинства тяжёлых металлов (за исключением Ni), что подтверждается величинами стандартного отклонения (табл.).

Таблица – Валовое содержание тяжёлых металлов в почвах у окрашенных поверхностей и на удалении от них, мг/кг

Расстояние от окрашенной поверхности	Параметр	Zn	Pb	Ni	Cd	Cu	Cr
до 0,5 м, 24 пробы	Минимум	70,3	10,3	1,9	–	7,2	3,4
	Максимум	1 252,8	342,5	14,0	11,3	243,3	116,7
	Среднее	394,8	105,1	4,4	1,3	31,0	34,8
	Стандартное отклонение	325,4	103,3	3,2	2,2	50,3	31,2
1 м, 7 проб	Минимум	76,7	13,6	3,2	0,8	6,4	9,3
	Максимум	546,7	36,6	11,4	1,4	162,5	32,7
	Среднее	210,1	22,9	5,4	0,9	38,9	20,4
	Стандартное отклонение	163,9	7,3	2,8	0,2	57,2	8,3
более 2 м, 15 проб	Минимум	46,5	15,6	2,1	–	9,6	2,3
	Максимум	430,9	208,7	4,7	1,4	39,2	37,3
	Среднее	173,7	47,2	2,9	0,9	20,5	19,4
	Стандартное отклонение	97,7	46,4	1,0	0,3	9,3	13,1

Установлено, что почвы загрязнены тяжёлыми металлами вследствие поступления краски как минимум на расстоянии до 1 м, где среднее содержание Zn составило 210 мг/кг (максимальное – 547 мг/кг), Pb – 23 (37), Cd – 0,9 (1,4), Cu – 39 мг/кг (максимальное – 162 мг/кг).

Достаточно высокие концентрации тяжёлых металлов, превышающие фоновые значения более чем в 5 раз, отмечаются в почвах огородов (для Zn – в 40 % проб, Pb – 13 %, Cd – 93 %). Как известно, перечень источников поступления загрязняющих веществ, в том числе тяжёлых металлов, в почвы огородов весьма широк; наиболее существенный вклад может вносить зола от сжигания твёрдого топлива в бытовых печах, зола от сжигания бытовых отходов, а также смыв с оцинкованных поверхностей крыш [3]. Тем не менее, не исключается попадание и остатков краски в почву огородов, в особенности там, где наружные поверхности домов, хозяйственных построек, заборов и других сооружений красятся и регулярно обновляются.

Установлено, что в большинстве проб почв, отобранных в районах индивидуальной застройки г. Лиды, содержание Pb и Zn превышает установленные нормативы. При этом у окрашенных поверхностей по сравнению с огородами значительно выше доля проб, где кратность превышения ПДК достигает 5 раз и более. Например, содержание Pb более 5 ПДК (32 мг/кг) и 5 ОДК Zn (55 мг/кг) зафиксировано в 21 и 54 % проб почв, отобранных у окрашенных поверхностей (рис.). Максимальное превышение ПДК Pb составило 11 раз, ОДК Zn – 23 раза.

Об опасности загрязнения почв тяжёлыми металлами в районах индивидуальной застройки свидетельствуют и полученные ранее данные о содержании подвижных форм исследованных элементов в почвах огородов в гг. Светлогорске, Полоцке, Березовке и Лиде, где практически во всех случаях превышены ПДК по подвижному Zn, в ряде случаев – по Pb; имеет место накопления тяжёлых металлов в растениеводческой продукции, выращенной на таких огородах [2–4].

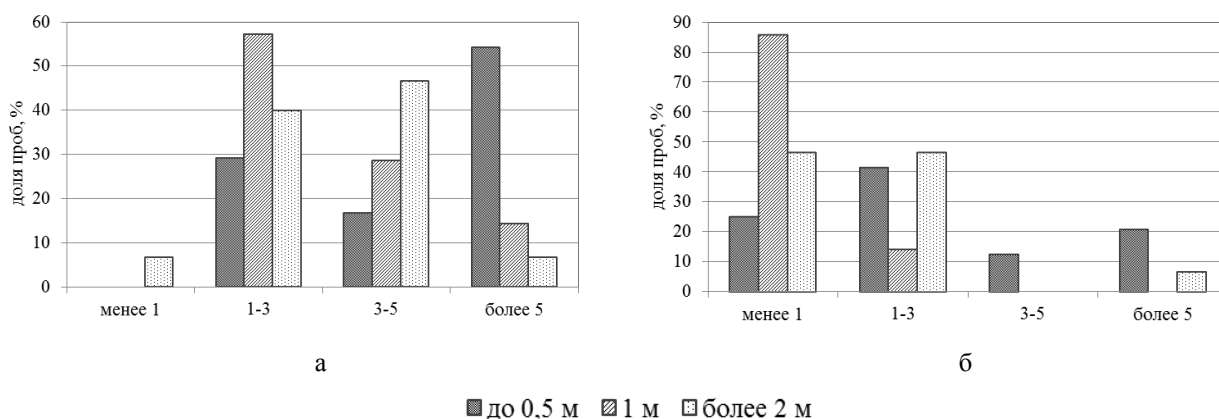


Рисунок – Уровни содержания Zn (а) и Pb (б) в почвах приусадебных участков на различном расстоянии от окрашенных поверхностей по отношению к ПДК/ОДК

Таким образом, проведённые исследования позволяют говорить о формировании специфического типа геохимических аномалий, характерных для районов индивидуальной застройки и отличающихся контрастностью уровней; существенную роль в их возникновении играет использование в быту лакокрасочной продукции. Поскольку, несмотря на принимаемые во многих странах меры по прекращению и/или ограничению использования тяжёлых металлов при производстве лакокрасочной продукции, отсутствует строгая регламентация их содержания в красках и продолжается их использование, сохраняется актуальность продолжения и развития исследований в данном направлении.

1. Андруцкая О. М. В фокусе конференции – сырьё для производства ЛКМ // Лакокрасочные материалы и их применение. 2012. № 4. С. 30–36.
2. Козыренко М. И., Кухарчик Т. И. Загрязнение почв тяжёлыми металлами у окрашенных поверхностей: результаты изучения на примере г. Лиды // Природопользование. 2014. Вып. 26. С. 54–59.
3. Хомич В. С., Какарека С. В., Кухарчик Т. И., Кравчук Л. А. Светлогорск. Экологический анализ города. М.: РУП «Минсктиппроект», 2002. 216 с.
4. Хомич В. С., Какарека С. В., Кухарчик Т. И. и др. Экогеохимия городских ландшафтов Беларуси. Мн.: Минсктиппроект, 2004. 260 с.

5. Marcus A., Elias R. Estimating the Contribution of Lead-based Paint to Soil Lead, Dust Lead and Childhood Blood Lead // Lead in Paint, Soil and Dust: Health Risks, Exposure Studies, Control Measures, Measurement Methods, and Quality Assurance. American Soc. for Testing and Materials. Philadelphia, 1995. P.12–23.

6. Staes C., Rinehart R. Does Residential Lead-Based Paint Hazard Control Work? // A Review of the Sci. Evidence. The National Center for Lead-Safe Housing, 1995. 78 p.

УДК 556.3:628.1

## **ОЦЕНКА ТЕХНОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ПРЕСНЫЕ ПОДЗЕМНЫЕ ВОДЫ ПРИПЯТСКОГО АРТЕЗИАНСКОГО БАССЕЙНА**

**Б. И. Коробейников**

Институт природопользования НАН Беларуси, ул. Ф. Скорины 10,  
220114 Минск, Республика Беларусь; bkor@bk.ru

Проблема взаимодействия окружающей среды и различных видов инженерно-хозяйственной деятельности человека превратилась в последние годы в одну из важнейших проблем, стала предметом особого внимания не только науки, но и широкой общественности. Острота проблемы обусловлена возрастающей нагрузкой на среду (в том числе на гидросферу) промышленного производства, химизацией сельского хозяйства, мелиорацией земель, увеличением водопотребления, разработкой месторождений полезных ископаемых и др., а также недостаточным вниманием к проведению природоохранных мероприятий. Недоучёт компенсационных возможностей природы зачастую ведет к нарушению равновесия природных и природно-технических систем, к возникновению кризисных ситуаций не только в отдельных компонентах окружающей среды, но и в балансовой структуре всей природной геосистемы в целом.

Современный научно-технический прогресс во всём мире непосредственным образом связан с глобальным использованием природных ресурсов, в том числе пресных и подземных вод. В связи с этим гидрогеологические исследования нашли многочисленные практические применения: это оценка и защита ресурсов подземных вод, охрана гидросферы от техногенного загрязнения.

Наши знания в изучении и управлении гидросферой довольно ограничены. Если мы в какой-то мере на основе законов подземной гидродинамики можем управлять количеством ресурсов подземных вод, то наши представления о регулировании качества подземных вод совсем невелики [1]. Как показывает опыт, локальные техногенные перегрузки превращаются в региональные, что заставляет весьма настороженно относиться к техногенным перегрузкам подземной гидросферы.

Гидрогеологическая среда очень чувствительна и быстро загрязняется от внешних интенсивных источников загрязнения и очень медленно самоочищается, т. е. устойчивость её в условиях техногенеза, как правило, невысокая. Поэтому негативные последствия техногенных нагрузок легче и дешевле предотвратить, чем ликвидировать. Например, одна только Арсенальная свалка (отходы военного производства) в США потребует для своей очистки около 10 млрд долл. [2].

В качестве примера приводится методика оценки техногенного воздействия на пресные подземные воды Припятского артезианского бассейна. Основным методическим подходом по оценке техногенного воздействия на подземные воды Припятского артезианского бассейна является рассмотрение во взаимосвязи сложившейся техногенной обстановки и природной среды посредством синтеза серии оценок различных признаков, определяющих особенности и характер геологической среды.

Для оценки современного техногенного воздействия на подземные воды проведена типизация техногенных объектов.

Выделенные техногенные объекты в пределах рассматриваемой территории типизированы следующим образом: объекты горнодобывающей промышленности [3], объекты мелиорации, месторождения подземных вод, объекты химической промышленности, объекты нефтедобывающей и нефтеперерабатывающей промышленности, объекты сельскохозяйственной деятельности, объекты промышленного и гражданского строительства (урбанизированные), военные базы, крупные автомагистрали и железные дороги и ряд других.

Основные изменения под влиянием техногенной деятельности происходят в двух направлениях: 1. Изменения условий питания и разгрузки подземных вод, вызывающие изменение соотношения

приходных и расходных элементов баланса. Эти процессы вызывают перестройку гидрогеологической структуры водоносных систем и изменение их уровней поверхностей. 2. Изменения качественных показателей подземных вод при поступлении загрязняющих веществ из антропогенных источников.

Итоговая оценка степени воздействия техногенных объектов на подземные воды оценивалась по степени состояния гидросферы. Всего выделено три таких состояния: опасное, критическое и катастрофическое. I. Опасное, без очевидных последствий. Не отмечаются существенные изменения гидродинамических условий (значительные понижения, существенные изменения режима и баланса на значительных территориях). Основному загрязнению подвергается первый от дневной поверхности водоносный горизонт. II. Критическое, сильно нарушенные гидрогеологические и гидрохимические условия, находящееся на грани необратимых последствий в окружающей среде. Происходит существенное изменение структуры запасов подземных вод по сравнению с естественными условиями, образование обширных воронок депрессии (до 10 и более километров), резкое снижение уровней подземных вод (до 50 и более метров), сокращение стока рек. Характерна интенсификация процессов загрязнения подземных вод от техногенных объектов. III. Катастрофическое, приводящее к необратимым нарушениям в окружающей среде. В связи с резким изменением гидродинамических и гидрохимических условий гидросферы происходит истощение запасов, осушение рек, просадки земной поверхности, затопление и заболачивание территорий, засоление земель, потери продуктивности почв и прироста древостоев. Концентрация вредных компонентов во много раз превышает ПДК.

Типизация и характеристика наиболее крупных техногенных объектов с оценкой степени воздействия на подземные воды приведена в таблице.

Таблица – Типизация наиболее крупных техногенных объектов по характеру воздействия на пресные подземные воды

Местоположение и тип техногенного воздействия	Последствие и масштабы негативного воздействия	Характер воздействия
г. Солигорск, «Беларуськалий», горнодобывающая промышленность	Загрязнение пресных подземных вод рассолами. Минерализация вод увеличилась до 160 г/дм <sup>3</sup> . Глубина проникновения рассолов до 120 м, а границы ореолов засоления более 2,5 км. Общая площадь загрязнения около 30 км <sup>2</sup> . Просадки (сдвижение) дневной поверхности до 4–4,5 км, подтопление и заболачивание территорий. Площади мульд оседания составляют около 200 км <sup>2</sup>	Катастрофический
г. Микашевичи, «Гранит», горнодобывающая промышленность	За счёт водоотлива из карьера произошло осушение и сработка ёмкостных запасов грунтового горизонта, уменьшение стока рек, подсос солёных вод, уменьшение ресурсов подземных вод до 50 тыс. м <sup>3</sup> /сут. Граница влияния карьера 3–5 км.	Критический
гг. Гомель, Барановичи, Пинск, Солигорск, месторождения подземных вод	Образование обширных воронок депрессии, изменение условий взаимосвязи поверхностных и подземных вод, осушение грунтового горизонта, сокращение речного стока, изменение структуры баланса подземных вод. Изменение качества вод за счёт воздействия техногенных объектов и подтока некондиционных вод. Понижения уровней до 30–50 м, радиус влияния от 3 до 15 км	Критический
Гомельский химзавод, химическая промышленность	Загрязнение грунтовых вод в зоне длиной 4 км и шириной 1–1,5 км. Минерализация вод 8–31,5 г/дм <sup>3</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> – 13,2 г/дм <sup>3</sup> , F <sup>-</sup> – 38,0 мг/дм <sup>3</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> – 5,4–7,2 г/дм <sup>3</sup> . Нижне-среднеплейстоценовый горизонт загрязнен на площади 2,0 × 1,3 км (минерализация более 1 г/дм <sup>3</sup> )	Критический
База в д. Зябровка, военно-промышленный комплекс	Загрязнение грунтов и подземных вод нефтепродуктами (керосином). Площадь загрязнения 16 га. Объём утерянных нефтепродуктов составляет 2,59 т.	Критический
Полесская низменность, мелиорация	Осушение грунтового горизонта, изменение режима и баланса подземных вод, уменьшение питания водоносных горизонтов и количества выпадаемых атмосферных осадков, увеличение минерализации. Понижение уровней до 1 и более метров. Осушено около 14 тыс. км <sup>2</sup> , уничтожено 1,5 км <sup>3</sup> ёмкостных запасов грунтовых вод. Влияние осушительной мелиорации прослеживается на расстоянии 1–5 км.	Опасный
Гомельская, Минская, Брестская обл., сельскохозяйственная деятельность	Локальное и площадное, периодическое и постоянное загрязнение подземных вод NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> и др. Изменение гидродинамических условий незначительное.	Опасный
Мозырьский НПЗ, нефтеперерабатывающая промышленность	Подтопление территории нефтеперерабатывающего завода. Загрязнение грунтовых вод нефтепродуктами.	Опасный
Светлогорский 3-д искусственного волокна, химическая промышленность	Загрязнение грунтовых вод на площади около 2 км <sup>2</sup> . Минерализация вод до 3 г/дм <sup>3</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> – 1,4 г/дм <sup>3</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – 46,1 мг/дм <sup>3</sup> , нефтепродуктов – 1,43 мг/дм <sup>3</sup> , Mn – 2,84 мг/дм <sup>3</sup> .	Опасный

1. Тютюнова Ф. И. Гидрогеохимия техногенеза. М.: Наука. 1987. 335 с.
2. Мироненко В. А., Румынин В. Г. Проблемы гидрогеологии. В 3 т. М.: Изд-во Московского государственного горно-го ун-та. 1998. 815 с.
3. Галицкая И. В., Коробейников Б. И., Батрак Г. И. Гидроэкологические проблемы в горнодобывающих районах России и Беларуси // Инженерно-геологические и геоэкологические проблемы городских агломераций: Матер. годичной сессии Науч. совета РАН по проблемам геоэкологии, инженерной геологии и гидрогеологии. М., 2015. С. 328–333.

УДК 556.3

## КАРТОГРАФИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ ЙОДНОГО СТАТУСА ТЕРРИТОРИЙ, ПОСТРАДАВШИХ ПРИ АВАРИИ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС 1986 ГОДА

**Е. М. Коробова<sup>1</sup>, С. Л. Романов<sup>2</sup>, Е. И. Чесалова<sup>1</sup>, В. Ю. Берёзкин<sup>1</sup>,  
В. С. Баранчуков<sup>1</sup>, А. В. Силенок<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> Институт геохимии и аналитической химии РАН, ул. Косыгина 19,  
119911 Москва, Российская Федерация; helene\_k@mail.ru

<sup>2</sup> УП «Геоинформационные системы», ул. Сурганова 6, 220012 Минск, Республика Беларусь

<sup>3</sup> Брянский клинично-диагностический центр, ул. Бежицкая 2, 241050 Брянск, Российская Федерация

Существует большое количество заболеваний, связанных с дефицитом или избытком различных элементов в окружающей среде. Большой интерес представляют те из них, которые обусловлены йододефицитом. Особое влияние дефицит J мог оказать в районах, пострадавших от йодного удара при аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. (ЧАЭС). Известно, что в результате аварии на ЧАЭС в районах с низким содержанием стабильного J, возникла ситуация, провоцирующая поступление в организм радиоактивного J. В России такая ситуация сложилась в Брянской, а в Беларуси – в Гомельской обл., которые подверглись наиболее сильному загрязнению, а продукты питания, полученные на почвах значительной части этих территорий, имеют пониженное содержание J.

Целью многолетних исследований 2007–2015 гг. является установление влияния обеспеченности стабильным J природных источников J в организме местных жителей (вод питьевого назначения, сельскохозяйственных почв и продуктов питания местного производства) на заболеваемость щитовидной железой (ЩЖ) среди населения. С 2016 г. с целью верификации получаемых оценок подобные работы ведутся и в Гомельской обл. (Республики Беларусь).

В ходе ежегодных полевых исследований производился отбор образцов почв из верхнего 20-см слоя почв и картофеля на полях личных подсобных хозяйств в пределах отдельных населённых пунктов (НП), вод питьевого назначения, молока, укосов трав на пастбищах. Выбор точек исследования производился на основе данных медицинской статистики по ренальной экскреции и заболеваемости населения раками щитовидной железой, представленных Брянским клинично-диагностическим центром. Всего за период работ было отобрано 746 образцов почв, 373 картофеля и укосов, 379 молока и 605 проб воды; в том числе в Гомельской обл. Беларуси 34 образца почв, 12 проб картофеля, 3 укоса, 3 пробы молока и 12 проб питьевой природной воды. Содержание J во всех исследуемых пробах определялось ускоренным кинетическим роданидно-нитритным методом [6].

Результаты полевых и лабораторных исследований, картографические расчёты, данные медицинской статистики и дистанционного зондирования, информация из других источников, организованы в единую базу данных (БД). Визуализация и пространственный анализ результатов измерений, осуществлялась с помощью ГИС: GeoGraf 2.0 (ЦГИ ИГ РАН, РФ) и ArcView, версии 3.3 и 9.2 (ESRI, США). На начальном этапе работ картографический расчёт проводился в оригинальной программе, созданной А. И. Кувылиным (Коробова, Кувылин, 2004). В настоящий момент в качестве основной ГИС, выполняющей функции, как географической картографической системы, так и системы управления базами данных, используется интегрированная геоинформационная система ArcGIS 10.0 (ESRI, США). Причинами выбора данной ГИС является поддержка большинства векторных (включая ShapeFile) и растровых форматов (TIFF, GeoTIFF, JPEG) геоданных, поддержка распространённых форматов БД (GDB, MDB, XLS, CSV), функционал геопространственного анализа и геостатистики.

Помимо полевых и аналитических исследований, активно велась работа с почвенными картами: единого государственного реестра почвенных ресурсов России масштаба 1:2 500 000, государственной почвенной картой масштаба 1:1 000 000 [5], почвенной картой Брянской обл. масштаба 1 : 200 000

в рамках проекта РАДЛАН [4]. Каждому типу почв сопоставлена его потенциальная обеспеченность стабильным J.

К 2009 г. для 905 НП Брянской обл., на основе оригинального программного обеспечения (Коробова и др., 2009) была проведена оценка обеспеченности J почвенного покрова. В связи с расширением территории исследования в 2016 г. обновлены базы НП и оцифрованы разномасштабные почвенные карты, была проведена повторная оценка обеспеченности J почв НП Брянской обл. и западной части Гомельской обл. Расчёты характеристики структуры и дефицитности почвенного покрова осуществлялись с использованием инструментов ArcGIS 10.0, в радиусах 2,5 км и 5 км от центров населённых пунктов [2].

Для пространственной оценки разного вклада факторов риска заболеваний щитовидной железы была проведена картографическая оценка уровня риска, возникшего вследствие сочетания дефицита природного J и загрязнения территории радиоизотопом  $^{131}\text{J}$  [1]. Это позволило осуществить разделение области по уровню суммарного риска на 6 зон. Выделенные зоны, могут рассматриваться в качестве критерия значимости геохимических факторов патологий щитовидной железы и особенно папиллярных раков ЩЖ. В целях верификации для каждой из выделенных зон риска рассчитывалась статистика по заболеваемости населения с нормированием на численность населения в 1986 и 2010 гг. Оценка проводилась по данным о заболеваемости раками щитовидной железы, раками желудка; а также по данным скрининга патологий щитовидной железы [7]. Полученные данные подтверждают связь между заболеваемостью щитовидной железы и «йодным ударом» при аварии на ЧАЭС на фоне йододефицита в почвах.

В 2017 г. планируется продолжение исследований в наиболее пострадавших трансграничных районах Гомельской и Брянской областей.

Работы выполнены при финансовой поддержке РФФИ (гранты 07-05-912, 10-05-01148, 13-05-00823, 16-55-00205).

1. *Коробова Е. М., Берёзкин В. Ю., Колмыкова Л. И. и др.* Изучение распределения йода в почвах и луговой растительности геохимически контрастных ландшафтов в связи с оценкой йодного статуса Брянской области // Вестн. Российского университета Дружбы народов. Сер.: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2013. № 4. С. 60–67.

2. *Коробова Е. М., Кувьлин А. И., Чесалова Е. И. и др.* Оценка йодного статуса почв Брянской области с использованием ГИС-технологий // Сергеевские чтения. Моделирование при решении экологических задач. М., 2009. С. 51–55.

3. *Коробова Е. М., Кувьлин А. И.* Природные биогеохимические провинции с низким содержанием йода как районы дополнительного экологического риска в зонах воздействия аварии на Чернобыльской АЭС // Биогеохим. индикация аномалий: Матер. V биогеохим. чтений. М.: Наука, 2004, С. 156–167.

4. *Линник В. Г., Хитров Л. М., Коробова Е. М.* Принципы ландшафтно-геохимического и радиоэкологического картографирования территорий, загрязнённых радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС (проект «РАДЛАН»). М.: ГЕОХИ РАН, 1991. 50 с.

5. *Прасолов Л. И., Герасимов И. П.* Государственная почвенная карта СССР 1 : 1 000 000. М.: ГУГК, 1953.

6. *Проскурякова Г. Ф., Никитина О. Н.* Ускоренный вариант кинетического роданидно-нитритного метода определения микроколичеств йода в биологических объектах // Агрохимия. 1976. № 7. С. 140–143.

7. Численность населения Брянской области, городских округов, муниципальных районов, городских и сельских поселений, городских населённых пунктов, сельских населённых пунктов. Официальная публикация итогов Всероссийской переписи населения 2010 года. Том 1. Раздел II. Таблица 10.

УДК 556.3

## **УСЛОВИЯ ФОРМИРОВАНИЯ И ПАРАМЕТРЫ АНОМАЛИЙ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ И МЕТАЛЛОИДОВ В ПОЧВЕННОМ ПОКРОВЕ ВОСТОЧНОГО ОКРУГА г. МОСКВЫ**

**Н. Е. Кошелева<sup>1</sup>, И. Д. Корляков<sup>1</sup>, Т. С. Хайбрахманов<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> Московский государственный университет, географический факультет, Ленинские горы 1, 119991 Москва, Российская Федерация; natalk@mail.ru

<sup>2</sup> Инженерно-технологический центр «Сканэкс», Киевское шоссе 1, 108811 Москва, Российская Федерация

Концентрация в городах промышленных объектов и транспорта, поставляющих большое количество вредных выбросов, оказывает негативное воздействие на состояние почвенного покрова. Загрязняющие вещества осаждаются из атмосферы на поверхность городских почв и накапливаются в

них, изменяя морфологические и физико-химические свойства верхних горизонтов. В результате в поверхностных горизонтах образуются комплексные геохимические барьеры, на которых накапливаются токсичные тяжёлые металлы и металлоиды (ТММ). Их ёмкость, как правило, гораздо выше, чем в природных аналогах, что является важным фактором ускоренного накопления ТММ [4].

Интенсивность выпадений пыли и загрязняющих веществ из атмосферы зависит от размещения источников загрязнения, заметное влияние оказывают также рельеф, структура застройки и метеорологические факторы, определяющие рассеивающую и накапливающую способности атмосферы [5, 8]. Городские кварталы, особенно многоэтажные, представляют собой сложнейшую систему поверхностей на разных уровнях и с разным уклоном, продуваемых воздушными потоками. Здания сильно изменяют ветровой режим в приземном слое атмосферы, создавая участки осаждения пыли в замкнутых дворах и эффект «каньона» на крупных автомагистралях. Этот фактор приводит к значительной неоднородности поля загрязнения городской среды.

В данной работе впервые сделана попытка выявить закономерности распределения поллютантов и формирования почвенно-геохимических аномалий на территории Восточного округа г. Москвы в зависимости от искусственного рельефа и сорбирующей способности почв по отношению к ТММ. Для изучения пространственной неоднородности поля загрязнения в июле 2015 г. проведено геохимическое опробование поверхностного (0–5 см) горизонта почв в районе Вешняки Восточного округа г. Москвы по регулярной сетке с шагом 200 м. В 24 полученных пробах определены основные физико-химические свойства почв и валовое содержание ТММ, которое анализировалось масс-спектральным и атомно-эмиссионными методами с индуктивно связанной плазмой на приборах Elan-6100 и Optima-4300 DV во ВНИИ минерального сырья. Искусственный рельеф в каждой точке опробования характеризовался суммарной высотой окружающих зданий и степенью закрытости участка (открытый, полузакрытый, закрытый) по отношению к ветрам, которые определялись путём дешифрирования космического снимка высокого разрешения GeoEye-1 (съёмка 2015 г.). Высота зданий верифицировалась с помощью БД 2GIS (<https://2gis.ru/>). Также учитывались основные физико-химические свойства почв: реакция среды, гранулометрический состав, сумма оснований ( $K_2O$ ,  $Na_2O$ ,  $CaO$ ,  $MgO$ ), содержание гумуса и полуторных оксидов Fe, Al и Mn, которые являются основными фазами-носителями ТММ [2].

Элементы – приоритетные поллютанты городских почв – выявлялись путём сравнения содержания ТММ с фоном – территорией Мещерского заповедника, расположенной в тех же ландшафтных условиях, что и модельная территория, но не испытывающих загрязняющего воздействия мегаполиса. Превышение фоновых уровней  $C_{фон}$  характеризовалось коэффициентом концентрации  $K_c = C_{гор}/C_{фон}$ . Набор аккумулирующихся в почвах металлов представлен формулой, где элементы ранжированы в порядке убывания значений  $K_c$ , которые приводятся в нижних индексах. Для оценки неравномерности геохимической нагрузки на почвенный покров в каждой точке пробоотбора рассчитывалась сумма отношений содержаний рассматриваемых ТММ к их средним для территории уровням:  $C = \sum_{i=1}^n (C_i/\bar{C}_i)$ , где  $C_i$  – содержание элемента в точке пробоотбора,  $\bar{C}_i$  – среднее содержание элемента на территории,  $n$  – число химических элементов ( $n = 14$ ). Геохимические карты построены в пакете ArcGis 10.0. Для визуализации пространственного распределения ТММ и суммарного загрязнения применялись градуированные символы (Graduated symbols), в качестве подложки использовался космический снимок SASPlanet с разрешением 3 м и слой с контурами зданий.

Для определения условий, приводящих к формированию геохимических аномалий в почвенном покрове, уровни накопления поллютантов в точках отбора проб проанализированы совместно с факторами, характеризующими геометрию городской застройки и фиксирующую способность почв. Для этого использован метод регрессионных деревьев в программном пакете SPlus. Результатом многократного разбиения таблицы с предикторными переменными и содержанием ТММ в почвах является дендрограмма, отражающая уровни содержания поллютантов при различных сочетаниях факторов [4]. Ассоциации ТММ, имеющих сходное пространственное распределение и общие зоны выноса и аккумуляции, выявлены с помощью кластерного анализа в пакете Statistica [6].

В почвенном покрове ВАО выделена одна полиэлементная ассоциация ТММ, объединяющая Cu–Zn–W–Bi–Ni–Cr–Cd–As. Все они являются приоритетными поллютантами, на что указывает многократное превышение их концентраций над фоновым аналогом:  $Cd_{10,9}Bi_{6,5}W_{5,8}Zn_{5,2}Cr_{3,9}As_{3,8}Cu_{3,3}Ni_{2,4}$ . Источниками этих элементов являются в основном выбросы автотранспорта [1]. Выхлопные газы содержат Cu, Pb, Sr, моторное масло – Fe, Mo, Zn, Cu, Pb, Sb; истирание шин является источником Cd,



Mn, Fe, Zn, Pb, Co, Ni, Cr, Cu и Sb, износ тормозных колодок – Fe, Cu, Sb, Mn, Zn, Ti, Pb [7, 9–10]. При производстве подшипников используют антифрикционные сплавы на основе Sn и Pb, в состав которых также входят Sb, Cu, Cd, Ni, As (ГОСТ 1320-74). Некоторое воздействие на городские почвы могут оказывать ТЭЦ и близлежащие промышленные предприятия, сосредоточенные в промзонах Перово, Выхино, Карачарово и Гайворонново. Геохимическая специализация выбросов предприятий машиностроения и металлообработки определяется Mo, W, Cr, Cd, Sb, Ni, Co, теплоэнергетика даёт Mo, V, Ni, W, химические предприятия – Ag, Pb, W, Iб [3]. Три другие ассоциации Sb-Pb, Mo-Sn и V-Co отличаются меньшим накоплением в почвах:  $Sb_{3,1}Pb_{2,9}Ni_{2,4}Sn_{1,9}Co_{1,4}Mo_{1,2}V_{1,0}$ .

Анализ карт распределения приоритетных поллютантов Cd, Bi, W и суммы отношений содержаний всех ТММ к их средним уровням (рис.) показал, что геохимические аномалии приурочены к придорожным почвам, причём к тем участкам Вешняковской улицы, которые плохо продуваемы из-за близости высотных зданий. Аномалии такой же контрастности обнаружены внутри жилой зоны с плотной застройкой, способствующей осаждению загрязнённых аэрозолей из атмосферы. Такие участки локализованы в 100-метровой полосе вдоль автодорог. Отсюда следует, что пространственная структура загрязнения почвенного покрова ВАО обусловлена расстоянием до источников загрязнения, однако многоэтажная застройка может в несколько раз усилить или ослабить их воздействие.

Результаты многофакторного регрессионного анализа показали, что суммарное загрязнение почв коррелирует с их гранулометрическим составом – наибольшее суммарное превышение содержаний ТММ над средним для территории уровнем свойственно почвам с малым (<3,3 %) содержанием физической глины (частиц размером <0,01 мм). Это указывает на то, что наибольшим загрязнением отличаются не глинистые частицы, а частицы несколько большего размера, распространяющиеся от местных источников на небольшие расстояния. Уровень аккумуляции пылевых частиц в почвах зависит также от интенсивности атмосферных выпадений, которая может уменьшаться при закрытости участка высотной застройкой. В ВАО она является вторым по значимости фактором. Суммарное загрязнение почв ТММ под воздействием этого фактора изменялось в 1,3–1,5 раза, тогда как при варьировании содержания физической глины оно изменялось в 2–2,5 раза.

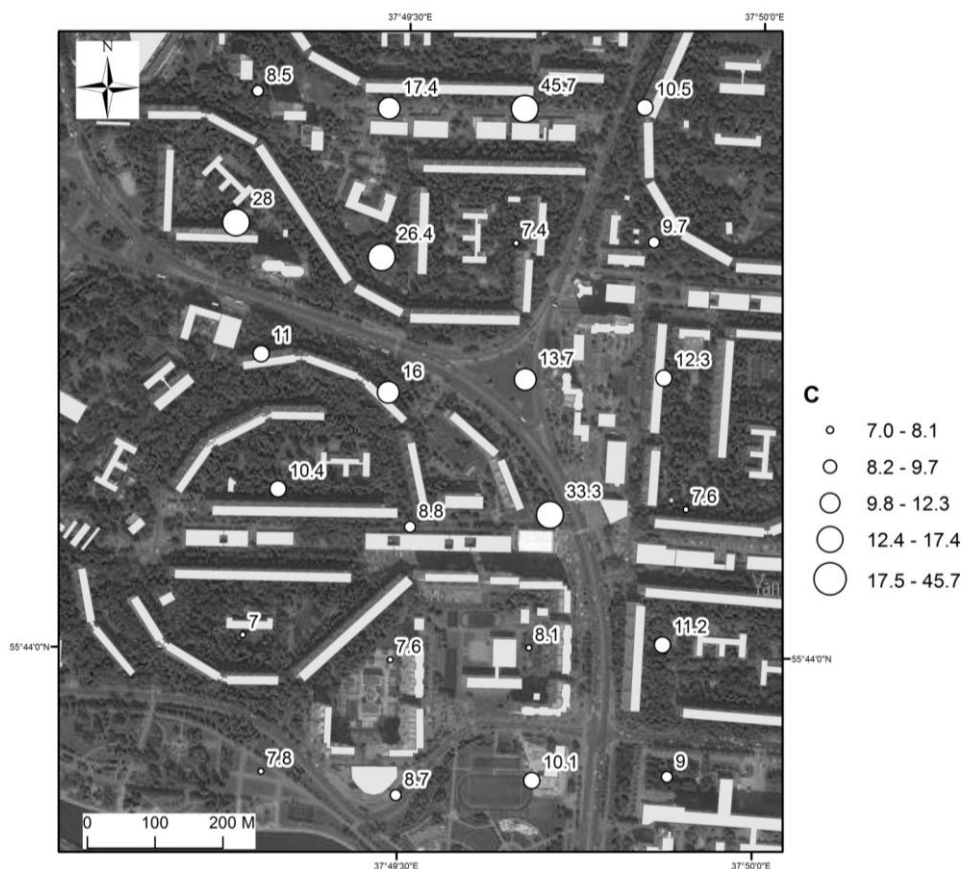


Рисунок – Распределение суммы отношений содержаний ТММ к их средним для территории уровням

Распределение металлов из полиэлементной ассоциации было аналогичным. Для некоторых элементов варьирование содержания физической глины в почвах вызывало колебания в их содержании в 3–4 раза, защищённость участка зданиями была способна снизить загрязнение в 1,5–2,5 раза. Заметное влияние оказала и этажность окружающих зданий – при их суммарной высоте более 66 м уровень суммарного загрязнения почв возрастал в 1,7 раза.

Таким образом, техногенные аномалии ТММ в городских почвах образуются при интенсивном выпадении частиц определённой крупности, содержащихся в выбросах автотранспорта и промышленных предприятий. Они формируют площадной сорбционно-седиментационный барьер, при этом роль собственно физико-химических свойств почв в закреплении техногенных ТММ незначительна. Интенсивность выпадений может изменяться под воздействием городской застройки в 1,5–2,5 раза в зависимости от высоты, близости и расположения зданий.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 15-05-03911).

1. Власов Д. В., Касимов Н. С., Кошелева Н. Е. Геохимия дорожной пыли (Восточный округ Москвы) // Вестн. Моск. ун-та. Сер. География. 2015. № 1. С. 23–33.

2. Водяницкий Ю. Н. Тяжёлые металлы и металлоиды в почвах. М.: ГНУ Почвенный институт им. В. В. Докучаева РАСХН, 2008. 85 с.

3. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.

4. Кошелева Н. Е., Касимов Н. С., Власов Д. В. Факторы накопления тяжелых металлов и металлоидов на геохимических барьерах в городских почвах // Почвоведение. 2015. № 5. С. 536–553.

5. Регионы и города России: интегральная оценка экологического состояния / Под ред. Н. С. Касимова. М.: ИП Филимонов М. В., 2014. 560 с.

6. Самонова О. А., Кошелева Н. Е., Касимов Н. С. Ассоциации микроэлементов в профиле дерново-подзолистых почв южной тайги // Вестн. Моск. ун-та. Сер. Почвоведение. 1998. № 2. С. 14–19.

7. Adachi K., Tainosho Y. Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust // Environ. International. 2004. Vol. 30. P. 1009–1017.

8. Baklanov A., Mestayer P. et al. Towards improving the simulation of meteorological fields in urban areas through updated/advanced surface fluxes description // Atmospheric Chemistry and Physics. 2008. Vol. 8. P. 523–543.

9. Gietl J. K., Lawrence R., Thorpe A. J., Harrison R. M. Identification of brake wear particle sand derivation of a quantitative tracer for brake dust at a major road // Atmospheric Environ. 2010. Vol. 44. P. 141–146.

10. Limbeck A., Puls C. Particulate emissions from on-road vehicles // Urban airborne particulate matter: origin, chemistry, fate and health impacts / Ed. by F. Zereini, C.L.S. Wiseman. Heidelberg: Springer-Verlag Berlin. 2011. P. 63–79.

УДК 553.6

## О ВЛИЯНИИ ПОЛИГОНОВ ЗАХОРОНЕНИЯ КОММУНАЛЬНЫХ ОТХОДОВ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

С. И. Кузьмин, А. Л. Демидов, И. В. Пенкрат

Белорусский государственный университет, географический факультет, пр. Независимости 4,  
220030 Минск, Республика Беларусь; kuzminsaweliy@bsu.by, demidoval@bsu.by, penkrat@bsu.by

*Постановка проблемы.* Хозяйственная деятельность человека сопровождается производством и использованием предметов потребления. Одним из побочных результатов такой деятельности является образование отходов. В некоторых странах степень использования коммунальных отходов (отходов потребления) в качестве вторичного ресурса составляет 50–60 %. В Республике Беларусь в настоящее время перерабатывается не больше 10 % от общего объёма коммунальных отходов (отходов потребления), а порядка 90 % захоранивается на полигонах. При этом, в последние годы наблюдается рост образования отходов (удельный показатель образования увеличился с 0,48 до 1,7 кг/чел в день) [1]. Исходя из сложившейся ситуации, можно констатировать, что отходы потребления и дальше будут захораниваться.

Проникновение загрязняющих веществ в объекты окружающей среды от полигонов хранения отходов, и в частности, в подземные грунтовые воды, являющиеся в большинстве своём источниками питьевого водоснабжения, опасно возможным их попаданием в организм человека и развитием у людей патологических состояний здоровья. Подобная ситуация проявляется, прежде всего, на участках размещения подобных объектов в условиях слабо защищённых горизонтов залегания грунтовых вод.

В связи с этим, исследования, направленные на оценку экологических рисков от объектов захоронения отходов потребления и разработку предложений по минимизации их негативного воздействия, представляются актуальными, а получаемые результаты весьма востребованы в практической деятельности различных министерств и ведомств.

*Методика исследования.* При изучении степени воздействия полигонов захоронения отходов потребления на объекты окружающей среды использовалась классическая методика экологических исследований. Исследования включали предполевой, полевой и камеральный этапы. На каждом из этапов исследований решался определённый перечень задач. Предполевой этап включал сбор исходной информации: данных об объёмах захоронения отходов, условиях их хранения (площадь, глубина/высота), изоляции от атмосферных дождевых и талых вод; состояния инженерных коммуникационных систем сбора и отвода фильтрата, поступления в «тело» полигона дождевых и талых вод. На данном этапе проводился первичный анализ геолого-гидрогеологических условий и оценка степени защищённости подземных вод в районах расположения объектов захоронения отходов потребления; выполнялся сбор и анализ имеющихся данных наблюдений за состоянием природных объектов (подземные/поверхностные воды/почвы).

Работы полевого этапа включали проведение отбора проб поверхностных и подземных вод в районах расположения и воздействия объектов захоронения отходов потребления (главным образом на территории Минской и Витебской обл.), почв, донных отложений водных объектов, расположенных в потенциальной зоне воздействия полигонов на ТКО и обследование полигонов ТКО относительно соблюдения нормативных требований в период их эксплуатации (выполнения комплекса мероприятий по предотвращению загрязнения окружающей среды).

Камеральный этап включал работы по оценке состояния качества подземных вод. На данном этапе выполнялись химико-аналитические исследования отобранных проб; анализировались результаты полевых исследований авторов в период 2004–2016 гг. в районах расположения отдельных источников загрязнения подземных вод; проводился анализ данных ранее полученной информации из базы данных Главного информационно-аналитического Центра НСМОС, часть которых представлена в ежегодных научных обзорах результатов Национальной системы окружающей среды в Республике Беларусь [2–5]. Для оценки состояния подземных вод в районах размещения объектов исследований использовались данные фоновых скважин, а также установленные нормативы содержания загрязняющих веществ в природной среде, а также гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. На данном этапе выполнялась экспертная оценка экологических рисков от конкретных объектов захоронения отходов потребления и разрабатывались предложения по минимизации негативного воздействия объектов захоронения отходов потребления на окружающую среду.

*Основные результаты и выводы.* Установлено воздействие полигонов захоронения отходов потребления на качество подземных вод, состояние атмосферного воздуха, растительности и почв.

Выбросы загрязняющих веществ от полигонов в атмосферу можно разделить на две группы: одна группа включает выделения токсичных соединений  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}$  и  $\text{H}_2$ , мелкие пылевые частицы. На отдельных участках полигонов концентрации указанных газов, значительно превышают ПДК для воздуха населенных пунктов.

Другая группа – биогаз, в состав которого входят, главным образом,  $\text{CH}_4$  и  $\text{CO}_2$ , практически не содержит токсичных соединений. В то же время, эмиссии  $\text{CH}_4$  и  $\text{CO}_2$ , поступающие в природную среду увеличивают парниковый эффект.

В районах размещения полигонов земли/почвы также подвержены загрязнению. Повышенные концентрации в почве характерны для Ni, Co, V, Mn, Cr, Pb, Mo, Zn и Cd.

Наибольшему воздействию от полигонов ТКО подвержены подземные воды, в частности, соединениями N, нефтепродуктами, тяжёлыми металлами. Максимальные значения концентраций нефтепродуктов установлены на уровне 11 ПДК, N аммонийного – 87 ПДК, N нитратного – 35 ПДК, Pb – 17 ПДК, Cu – 12,0 ПДК. В целом, по нашим результатам загрязнение подземных вод от объектов данной группы на протяжении длительного периода наблюдений (2005–2016 гг.) является весьма значительным. Результаты исследований указывают на то, что воздействие полигонов на подземные воды тесно связано с типом геологической среды и наличием противодиффузионного экрана в основании полигонов [2–5]. По степени устойчивости к технологическому загрязнению и способности удерживать эмиссии загрязнителей в подземные воды на основе результатов проведённого анализа (анализа

геологических условий участков размещения полигонов и результатов фактического загрязнения подземных вод) установлены закономерности в зависимости от приуроченности полигонов к тому или иному литолого-генетическому комплексу.

На основании результатов исследований установлено так же, что естественные грунты, характеризующиеся низкими фильтрационными свойствами (которые можно считать относительными водопорами в определённых условиях) выполняют роль противифльтрационных экранов, т. к. они препятствуют поступлению загрязняющих веществ в подземные воды. Строительство полигонов на малопроницаемых грунтах с экраном упрощённой конструкции, значительно сократит капиталовложения без ущерба для подземных вод и это должно учитываться при выборе места. Особенно актуальным это представляется для территории Витебской обл., в пределах которой 80 % полигонов практически исчерпали свой ресурс (т. е. заполнены в соответствии с проектной документацией) и в ближайшие годы необходимо будет осуществлять проектирование новых площадок под захоронение отходов [5].

В целом, результаты исследований показывают, что для предотвращения или минимизации степени воздействия полигонов на окружающую среду необходимо учитывать следующие основные факторы: тип геологической среды (наличие водоупорных горизонтов в геологическом разрезе, глубина залегания подземных вод), наличие или отсутствие природоохранных инженерно-технических сооружений (противофильтрационного экрана, обвалования); сроки эксплуатации полигона и условия размещения полигона.

В качестве перспективных направлений исследований, на основе которых могут приниматься более эффективные решения по предотвращению негативного влияния полигонов захоронения отходов с высокими уровнями загрязнения подземных вод, должна стать обязательная разработка геомиграционных моделей площадного распространения загрязняющих веществ в подземных водах

1. Демидов А. Л., Кузьмин С. И., Олешкевич О. М. Экологическая оценка воздействия объектов захоронения отходов потребления на подземные воды // Вестн. БГУ. Сер. 2, Химия. Биология. География. 2016. № 3. С. 154–158.

2. Национальная система мониторинга окружающей среды Республики Беларусь: результаты наблюдений, 2012 // Под общей ред. С. И. Кузьмина. [Электронный ресурс]. Электронные, текстовые, графические данные. (173 Мб). Минск РУП «Бел НИЦ «Экология», 2013.

3. Ерошина Д. М., Ходин В. В., Зубрицкий В. С., Демидов А. Л. Экологические аспекты захоронения твёрдых коммунальных отходов на полигонах. Мн.: «Бел НИЦ «Экология», 2010. 152 с.

4. Кузьмин С. И., Демидов А. Л., Зубрицкий В. С. Оценка воздействия полигонов захоронения отходов потребления на подземные воды (на примере Минской области) // Актуальные вопросы инженерной геологии, гидрогеологии и рационального недропользования: Матер. IX Универ. геол. чтений, посвящ. 110-летию со дня рожд. акад. Г. В. Богомолова. Минск, 3 апр. 2015 г. Мн.: Издательский центр БГУ, 2015. С. 74–76.

5. Кузьмин С. И., Демидов А. Л., Воробьев Д. С. и др. Геоэкологическая оценка влияния полигонов захоронения коммунальных отходов на окружающую среду (на примере Витебской области) // Экологическая культура и охрана окружающей среды: II Дорофеевские чтения: Матер. междунар. науч.-практ. конф., Витебск, 29–30 ноября 2016 г. Витебск: ВГУ им. П.М. Машерова, 2016. С 53–55

УДК 556.4

## ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ РАЗРАБОТКИ ЗОЛОТОНОСНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ В БАШКИРСКОМ ЗАУРАЛЬЕ

А. Ю. Кулагин<sup>1</sup>, А. Н. Кутляхметов<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Институт биологии Уфимского научного центра РАН, пр. Октября 69, 450054 Уфа, Российская Федерация; coolagin@list.ru

<sup>2</sup> Башкирский государственный педагогический университет, естественно-географический факультет, ул. Октябрьской революции 3-а, 450000 Уфа, Российская Федерация

В Башкирском Зауралье на протяжении многих лет при добыче Au широко использовался метод амальгамации. При переработке золотоносных россыпей и переработке золотоносных руд на бегунных фабриках образуются эфельные отвалы, в результате размыва которых формируются интенсивные и протяжённые потоки рассеяния Hg в донных отложениях рек.

Наиболее крупные техногенные ландшафты сформированы в г. Учалы, пос. Миндяк, пос. Мансурово и их окрестностях. Техногенные ландшафты отработанных золотых россыпей выделяются в виде узких полос по долинам рр. Миасс, Уй, Урал и многих их притоков. Применение

амальгамации Au при золотодобыче привело к тому, что в компоненты окружающей среды региона поступило, как минимум, около 70 т техногенной Hg. Hg, поступившая в ландшафт, прочно удерживается грунтами, почвенным покровом и донными отложениями водоёмов и водотоков. Поэтому техногенное ртутное загрязнение окружающей среды, связанное с золотодобычей прошлых лет, будет сохраняться в течение длительного времени. Подтверждением определяющего значения амальгамации при золотодобыче в прошлые годы как первоисточника загрязнения окружающей среды может служить то обстоятельство, что на промплощадке Башкирской золотодобывающей компании, где в настоящее время переработка содержащих Au руд ведётся методом кучного выщелачивания, ртутное загрязнение окружающей среды практически не проявлено.

Районный геохимический фон (ГФ) Hg в породах составляет 30 мкг/кг, в почвах – 40 мкг/кг и донных отложениях водотоков – 12 мкг/кг.

На *Поляковском участке* изучались в основном потоки рассеяния Hg в донных отложениях рр. Уй, Кизникой и Краснохты, связанные с разработкой россыпей, и частично почвы. Наиболее интенсивный – до 15 ГФ, поток рассеяния Hg протяжённостью свыше 5 км установлен по р. Кизникой и связан с отработанной россыпью с. Вознесенка. К её максимуму тяготеет аномалия Hg (до 4,4 ГФ) в почвах. Практически на всем исследованном отрезке р. Уй (около 7 км), в пределах которого проводилась дражная отработка россыпей, прослеживается низкоинтенсивный (в среднем 4 ГФ, с максимумом 8,5 ГФ) поток рассеяния Hg.

На *Калканском участке* изучены донные отложения озёр Ургун, Калкан и р. Урал. В северо-восточной части оз. Ургун выделяются две слабые (2–4 ГФ) аномалии Hg протяжённостью до 300 м в прибрежных донных отложениях на участке разработок элювиально–делювиальной и озёрной россыпей Au. В донных отложениях северо-восточного берега озера установлена протяжённая (до 1,5 км) интенсивная (до 27–8 ГФ в двух точках) аномалия Hg, начинающаяся от устья ручья, дренирующего площадь с аномалиями Au и, по-видимому, Hg. Такая пространственная позиция аномалии свидетельствует о её рудогенной природе. Донные отложения р. Урал изучены в интервале между д. Рысаево и д. Калканово. Они характеризуются низкими близфоновыми содержаниями Hg, и только в центре изученного отрезка зафиксирована локальная аномалия (до 6 ГФ), которая пространственно совпадает с отработкой мелких ложковых россыпей Au на левом борту долины р. Урал.

*Миндякский участок* характеризуется широким и интенсивным проявлением техногенных процессов, связанных с многолетними разработками россыпей и коренных месторождений Au, переработкой золотой руды на бегунной и обогатительной фабриках, и наличием обширной селитебной зоны пос. Миндяк. Основным источником ртутного загрязнения являются отвалы рудника (до 0,44 мг/кг), хвостохранилища (до 0,06 мг/кг) и эфельные отвалы. Для почв, в пределах селитебной зоны пос. Миндяк, характерно в основном близфоновое распределение Hg. Слабые аномалии (2,4–3,1 ГФ) установлены в отдельных точках вблизи основной автодороги поселка.

Изучение прибрежных донных отложений в оз. Миселе, занимающих центральную часть участка, выявило контрастные различия его западного и восточного берегов: средние содержания Hg в осадках восточного берега, где расположены отвалы рудников, хвостохранилища и эфельные отвалы, составляют только 2,7 ГФ, а западного, ограничивающего пос. Миндяк – 7 ГФ. Такие различия, по-видимому, объясняются высокой заболоченностью западного берега, обуславливающей обогащённость его осадков органическим веществом и, соответственно, высокую сорбцию ими Hg. В донных отложениях р. Клы, вытекающей из оз. Миселе, среднее содержание Hg понижено в 3 раза по сравнению с отложениями озера. Аномальные содержания (до 3,8 ГФ) установлены в истоке реки из озера и постепенно понижаются вниз по течению до фоновых. В атмосферном воздухе пос. Миндяк концентрации Hg составляют 0,4–5,5 пг/л и только около основной автодороги повышаются до 10–14 пг/л (5–7 ГФ).

На *Буйдинском участке* проведены исследования донных отложений по рр. Буйды, Зириклы и Ямьелга и почв на эфельных отвалах и вблизи них в пос. Буйда. Для донных отложений р. Ямьелга характерны близфоновые 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 почвах, развитых на них, 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 содержания Hg в донных отложениях в целом понижаются, 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 её наиболее изученной восточной части.

Буйдинский поток рассеяния Hg связан с размывом эфельных отвалов и подтверждается резким понижением содержания 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 содержания Hg в этих водах.

В донных отложениях р. Зириклы установлено 3 интервала с аномальным содержанием Hg. Относительно протяжённый (2,5 км) и интенсивный (до 54 ГФ) поток выявлен в западной части участка за пределами Буйдинского рудного поля. Он пространственно сопряжён 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 протяжённый (1,7 км) 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 обогащённых Hg тонких осадков, выносимых с площади Буйдинского рудного поля, вследствие резкого выполаживания русла р. Зириклы при её выходе на предгорную равнину. Отсутствие признаков связи потоков рассеяния Hg, установленных по р. Зириклы, с техногенными источниками и их явная сопряжённость 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 протяжённостью (до 2,5 км), прерывистым распространением и, в целом, более низкой интенсивностью.

На Учалинском участке исследованы почвы на содержание в них Hg и еще 28 элементов. На карте ореолов рассеяния Hg в почвах окрестностей г. Учалы чётко выявляется ртутное загрязнение территории. Ореол наиболее высоких концентраций Hg в почве от 0,5 до 2,3 мг/кг (12,5–57,5 ГФ) приурочен к промплощадке Учалинского ГОКа. Узкий прерывистый ореол фиксирует ртутное загрязнение почвы вдоль железной дороги Учалы–Миасс, по которой в течении многих лет транспортируются руда и рудные концентраты к потребителям. Небольшой ореол ртутного загрязнения простирается от карьера Учалинского рудника к востоку в промежуток между отвалами (в соответствии с направлением господствующих ветров).

На *Ильинском участке* изучались эфельные отвалы в пос. Ильинка, донные отложения р. Шартымка, почвы в д. Сафарово и её окрестностях и проведены исследования на промплощадке БЗК. Содержания Hg в эфельных отвалах достигают 0,55 мг/кг, а в развитых на них почвах – 0,63 мг/кг (15 ГФ). Концентрация Hg в донных отложениях на участке размыва эфелей составляет 0,68 мг/кг (56 ГФ) и резко понижается вверх и постепенно – вниз по течению реки. Почвы в пределах пос. Сафарово и в 4–5 км к югу и северу от него характеризуются близфоновыми (до 3 ГФ) содержаниями Hg, и только вблизи автодороги в них отмечается незначительное её накопление (5–7 ГФ). На промплощадке БЗК опробование грунтов в непосредственной близости от штабелей («куч») перерабатываемых ртутьсодержащих (0,43–0,67 г/т Hg) окисленных руд Западно-Озёрного месторождения выявило их очень слабое загрязнение Hg (1,75–5,5 ГФ), а в почвах в 300 м от штабелей установлены близфоновые содержания Hg (1–3 ГФ). Содержания паров Hg в атмосферном воздухе на промплощадке БЗК составляют 0,9–18 пг/л (0,5–9 ГФ).

Типоморфной особенностью донных отложений водотоков и водоёмов является преимущественное концентрирование Hg в их тонкой илистой фракции, обусловленное высокой сорбцией Hg глинистыми минералами и органическим веществом (рис.). При этом контрастность разделения илистой и песчаной фракций по Hg уменьшается с возрастанием её валовых содержаний в донных отложениях. Она максимальна (>2,5) в отложениях с близфоновыми содержаниями Hg и незначительна (<1,5) в аномальных потоках рассеяния Hg. Намечается различие рудогенных и техногенных потоков по контрастности разделения фракций: она понижается в техногенных потоках. Повышение содержания Hg в тонкой фракции отложений отражает высокую транспортную способность водотоков в от-

ношении Hg. Отсутствие заметных аномалий Hg в современных водах водотоков свидетельствует о том, что активная миграция Hg во взвешенном потоке привела к формированию контрастных протяжённых техногенных потоков рассеяния Hg в донных отложениях.

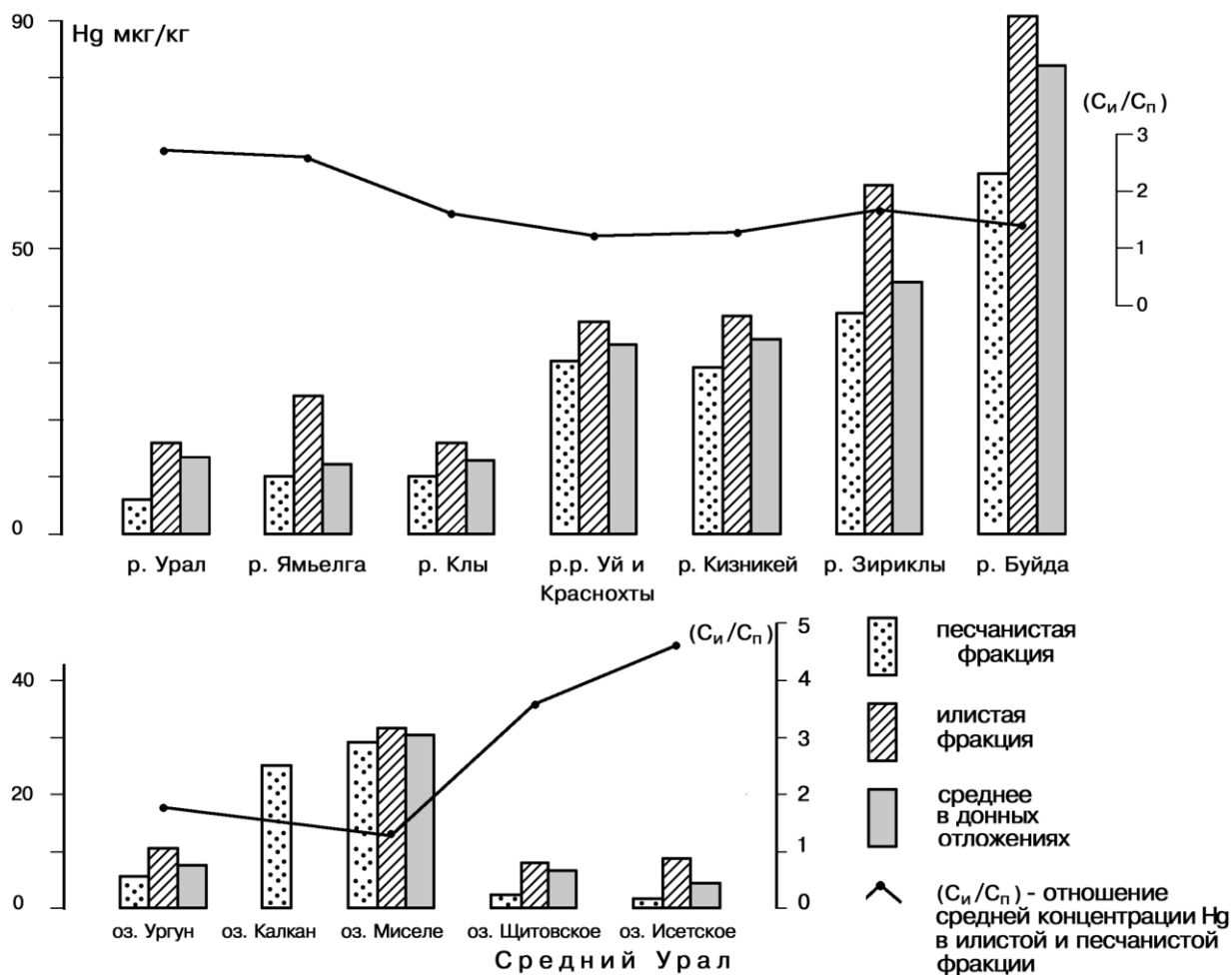


Рисунок – Среднее содержание Hg в песчанистой и илистой фракциях донных отложений и их соотношения

На основании проведённых исследований установлено:

1. Техногенная Hg, связанная с разработкой золотых месторождений, является одним из источников её поступления в ландшафт района и основным источником локального ртутного загрязнения окружающей среды.

2. Наиболее крупными техногенными аномалиями являются потоки рассеяния Hg в донных отложениях водотоков и озёр. Их протяжённость по рекам достигает 12 и более километров. Для потоков, связанных с размывом эфельных отвалов, характерны высокие содержания Hg, достигающие уровня ртутного загрязнения.

3. В донных отложениях Hg накапливается преимущественно в тонкой илистой фракции. Контрастность разделения илистой и песчаной фракций по содержанию Hg уменьшается с возрастанием её валового содержания в донных отложениях: она максимальна ( $>2,5$ ) при близфоновых и незначительна ( $<1,5$ ) при высокоаномальных содержаниях Hg.

**ТРИТИЙ В СНЕЖНОМ ПОКРОВЕ МЕРЗЛОТНЫХ ЛАНДШАФТОВ****В. Н. Макаров**Институт мерзлотоведения Сибирского отделения РАН, ул. Мерзлотная 36,  
677010 Якутск, Российская Федерация; mpi@ysn.ru

Определение химических (содержание макро- и микроэлементов) и физических параметров снежного покрова (высота, плотность, влагозапас) в малоисследованном районе Восточной Сибири, одной из областей мира, где обсерватории расположены наиболее редко, необходимо для мониторинга радиоактивного загрязнения снежного покрова территории России.

Тритий ( $^3\text{H}$ ) – радиоактивный изотоп водорода с периодом полураспада  $^3\text{H}$  – 12,3 года входит в состав молекул воды и присутствует во всех природных средах: в атмосферном воздухе, водах, почве, растительности, снежном покрове. В окружающей среде тритий находится преимущественно в виде окиси трития, которая является изотопной разновидностью воды (НТО), быстро включается в гидрологический цикл, постоянно поступает с водой в организмы человека, животных, растений. Природный тритий образуется в верхних слоях атмосферы на высотах 10–20 км в основном при ядерных реакциях, вызванных космическими лучами солнечного и галактического происхождения, и сохраняется в стратосфере долгое время.

Различаются два основных источника природного происхождения трития в снежном покрове: аэрозоли и газы, образованные на суше или в океане и уже существующие в атмосфере с момента ядерного синтеза вместе с дочерними продуктами распада, а также созданные путём взаимодействия космической радиации с земной атмосферой.

Техногенный тритий появился в окружающей среде в результате испытаний ядерного оружия и использования атомной энергии в мирных целях. Концентрацию трития обычно выражают в тритиевых единицах – ТЕ, которые определяются как один атом трития на  $10^{18}$  водородных атомов ( $^3\text{H}/\text{H} = 10^{-18}$ ) и составляют около 7,2 расп/мин на литр воды.

Глобальная распространённость трития, большой период полураспада (12,3 года), более высокая биологическая активность, чем у большинства других гамма-бета-излучающих изотопов, делают тритий генетически значимым изотопом.

Нашими исследованиями охвачены районы распространения мерзлотных ландшафтов в пределах арктической и бореальной зон Восточной Сибири.

Изучение содержания трития в снежном покрове проводилось в 1998 и 2013 г. путём маршрутных и точечных наблюдений в регионе, где эти параметры ранее не исследовались. Пробы снега на химический анализ отбирались на всю глубину снежного покрова в марте, перед началом снеготаяния. Общая протяжённость маршрутов составила около 8 тыс. км. Перепад высот мест отбора проб снега по маршрутам составил 2 358 м (абсолютные отметки от 90 м до 2448 м). На большей части региона снежный покров залегает 220–250 дней в году, в горных районах продолжительность достигает 260–280 дней. Все ландшафтно-маршрутные исследования проводились в марте, до начала снеготаяния. Расстояние между пунктами наблюдений по маршруту составляло около 50 км. Участки наблюдений располагались в типичных ландшафтах, в 150–200 м от автодороги. В каждом пункте проводилось 5–6 измерений высоты снега и определений его плотности, измерялась температура воздуха и снега (на поверхности и на почве). Высота снежного покрова в регионе вследствие антициклонального режима погоды сравнительно невелика. В среднетаёжных ландшафтах – 40 см, максимальная – в среднем 42 см, наблюдается в горно-таёжных ландшафтах, а в ландшафтах горных пустынь (выше 1 000 м) уменьшается до 29 см. Метеорологические показатели холодных сезонов соответствовали норме в многолетнем ряду.

Геохимические исследования проводились во второй половине марта. Метеорологические показатели холодных сезонов в период исследований соответствуют норме в многолетнем ряду, но количество осадков было выше зимой 1998 г. Преобладала безветренная штилевая погода, при которой происходит сильно выхолаживание земной поверхности. Средняя температура воздуха по маршрутам колебалась в пределах  $-11,9 \dots -22,5$  °С при колебании в диапазоне  $-5,0$  (1998 г.)... $-42,2$  °С (2013 г.).



Температура снега на поверхности почвы была постоянно отрицательной:  $-1,0 \dots -20,3$  °С и составляла в среднем  $-13,3$  °С.

Как указывалось выше, на большей части региона снежный покров залегают в течение 220–250 дней в году. Высота снежного покрова вследствие антициклонального режима погоды сравнительно невелика – 36–63 см (1998 г.) и 22–44 см (2013 г.). Характерной особенностью снежного покрова является небольшая плотность. Снег выпадает очень сухой и мало уплотняется в течение зимы. В марте 2013 г. его плотность перед началом снеготаяния изменялась от  $0,112$  г/см<sup>3</sup> до  $0,175$  г/см<sup>3</sup>, в среднем  $0,150$  г/см<sup>3</sup>.

Концентрация пылевых частиц в снежном покрове незначительна, в среднем  $0,007$  г/л. По величине минерализации снеговые воды за пределами селитебных зон ультрапресные, с диапазоном колебания в пределах одного порядка  $6,69$ – $9,24$  мг/л. Распределение главных ионов химического состава снежного покрова типично для континентальных районов и подчиняется общей гидрохимической закономерности, в соответствии с которой, первым анионом пресных и ультрапресных вод является  $\text{HCO}_3^-$ . По химическому составу снеговые воды гидрокарбонатные натриево-кальциевые.

Относительное содержание  $\text{SO}_4^{2-}$  в снежном покрове не превышает 10 %-экв. ( $0,29$ – $0,82$  мг/л), что отражает низкий уровень техногенного давления в регионе.

Величина рН в снежном покрове характерна для фоновых атмосферных осадков и колеблется в пределах  $5,14$ – $6,29$ . В загрязнённых техногенных районах Якутии для снега характерны щелочные значения рН.

Пробы снега на химический анализ отбирались на всю глубину снежного покрова перед началом периода снеготаяния. Снеговую воду очищали от механических загрязнений путём фильтрования и хранили в закрытых стеклянных ёмкостях.

Пробы 1998 г. анализировались на тритий в Национальном институте изучения окружающей среды (Япония).

Количественное определение трития в 2013 г. проводилось в Институте мерзлотоведения СО РАН на ультра-низкофоновом жидкостном сцинтилляционном спектрометрическом радиометре (QUANTULUS 1220 Perkin Elmer, Inc., США) с альфа/бета разделением, с пассивной и активной защитой (Регистрационный номер в Госреестре средств и измерений 19178). Концентрацию <sup>3</sup>Н вычисляли относительным методом путём сравнения пробы со стандартным раствором. Ошибка бета-счёта на счётной установке не превышает 5 %, чувствительность метода составляет  $0,7$  Бк/л. Химический анализ снеговой воды выполнен в лаборатории геохимии криолитозоны ИМЗ СО РАН

В 1998 г. диапазон концентрации трития в снежном покрове составил 3–18 ТЕ, при среднем значении 11 ТЕ, что соответствует планетарному глобальному фону. Так, концентрация трития в снежном покрове Земли Адели (Антарктида) составляла в среднем  $11,3$  ТЕ. Максимальные значения трития в 1998 г. –  $16$ – $18$  ТЕ были существенно ниже техногенного фона ( $42$  Бк/л). Очевидно, что на большей части региона в конце XX в. техногенные источники изотопа полностью отсутствовали и поступление трития в окружающую среду происходило путём его естественной миграции в результате регионального атмосферного переноса и частично за счёт поступления из природных геологических объектов – месторождений углеводородов. Техногенные источники изотопа – селитебные и промышленные зоны расположены на значительных расстояниях друг от друга, небольшие по размерам и не влияют на региональные значения <sup>3</sup>Н.

Почти во всех пробах снеговой воды в 2013 г. содержание трития превышало уровень глобального фона. На территории исследований в последние пятнадцать лет (с 1998 г.) не появилось существенных источников радиоактивного загрязнения окружающей среды и резкое (почти в 3 раза) возрастание концентрации трития в снежном покрове нельзя объяснить локальным техногенным воздействием. При отсутствии локального загрязнения это свидетельствует о появившемся внешнем источнике загрязнения радионуклидом атмосферы. В 2013 г. содержание трития в снежном покрове среднетаёжных ландшафтов региона выросло почти в три раза по сравнению с 1998 г. и составило в среднем  $32$  ТЕ, при вариации в пределах  $8$ – $70$  ТЕ.

Показателем того, что содержание трития в снежном покрове мерзлотных ландшафтов обусловлено региональным атмосферным переносом, его естественной миграцией, является и то обстоятельство, что уровень средней концентрации <sup>3</sup>Н в данных ландшафтах –  $32$  ТЕ (2013 г.), оказался аналогичен концентрации трития ( $27$ – $34$  ТЕ) в снежном покрове хребта Сунтар-Хаята, на высоте  $2,6$ – $2,7$  км, в  $600$  км к востоку, где поступление трития за счёт дальнего переноса несомненно.

Корреляционный анализ показал существование значимых корреляционных связей в снежном покрове между величиной минерализации, pH, большинством макрокомпонентов ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ) и соединениями N ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  и  $\text{NH}_4^+$ ), т. е. с компонентами, определяющими химический состав снега. Тритий не образует значимых корреляционных связей с макрокомпонентами химического состава снега и структура их поступления из атмосферы иная, чем у трития, более соответствующая множеству локальных источников и ландшафтно-техногенной позиции участков, к которым приурочены аномалии.

В техногенных (селитебных) ландшафтах химический состав снежного покрова заметно отличается от природных значений. Концентрации  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  и гидрокарбонатов Ca и Mg возрастают в 2–6 раз. Концентрация трития в снежном покрове селитебных зон Центральной Якутии изменяется в пределах 13–64 ТЕ. Среднее содержание трития равно 35 ТЕ, примерно на 10 % выше, чем в природных ландшафтах. Редкие селитебные зоны в регионе исследований представлены двумя крупными для Якутии городами (Якутск – 320 и Мирный – 35 тыс. жителей) и небольшими городами и селами с численностью жителей от 6 до 10 тыс. человек. Наблюдается определённая зависимость между концентрацией трития в снежном покрове и численностью населения селитебных зон.

За последние 15 лет, с конца XX века, концентрация трития в снежном покрове региона увеличилась почти в три раза, с 11 ТЕ (1998 г.) до 32 ТЕ (2013 г.). Тем не менее, она примерно соответствует средней многолетней фоновой концентрации этого изотопа для территории Российской Федерации, которая в 2011 г. колебалась в пределах 18–29 ТЕ, и остаётся намного ниже предельно допустимой концентрации трития в воде, равной 124 ТЕ.

Увеличение концентрации трития в снежном покрове региона в 2013 г. по сравнению с данными конца XX в. вероятно связано с выбросами в атмосферу радионуклидов, в том числе и трития, вызванных катастрофой на АЭС «Фукусима-1» (11.03.2011 г.). Повышение объёмной активности техногенных радионуклидов в марте и апреле 2011 г. в приземной атмосфере на территории России» после аварии на АЭС «Фукусима-1» отмечено в Госдокладе Минприроды РФ (2012).

УДК 550.4

## ГЕОХИМИЧЕСКИЕ И ПЕТРОМАГНИТНЫЕ ОСОБЕННОСТИ ПОЧВ г. РЮСТЕНБУРГ (ЮАР)

**А. Ф. Б. Мачомбе, М. В. Решетников**

Саратовский национальный исследовательский государственный университет, геологический факультет,  
ул. Астраханская 83, 410012, Саратов, Российская Федерация; rnv85@list.ru

В работе представлены результаты изучения эколого-геохимических и петромагнитных свойств почвенного покрова на территории города Рюстенбург (ЮАР). Работы проводились с целью оценки эколого-геохимического состояния почвенного покрова и оценки ущерба, нанесённого почвам, а также установления взаимосвязей между геохимическими и петромагнитными свойствами.

Рюстенбург (Rustenburg) – город в ЮАР, в провинции Трансвааль. 395 тыс. жителей (2001). Железнодорожной веткой соединён с магистралью Претория–Йоханнесбург. Центр крупных разработок платины, хромитов, также никеля. На территории города расположены табачные фабрики, пищевые предприятия. В районе города активно занимаются возделыванием цитрусовых, табака, хлопчатника.

В процессе работ отобрано 10 проб почв с глубин 0–20 см. Во всех образцах определено содержание кислоторастворимых форм ( $1\text{ M HNO}_3$ ) тяжёлых металлов (Pb, Zn, Cu, Ni, Cr и Cd), а также измерена магнитная восприимчивость образцов (k) и её частотная зависимость (FD).

Кислоторастворимые формы тяжёлых металлов в исследуемых образцах были установлены в следующих концентрациях. Cu зафиксирована во всех образцах в концентрации от 5,5 до 25,5 мг/кг, при среднем значении 15,8 мг/кг. Zn – во всех образцах в концентрации от 12,2 до 74,2 мг/кг, при среднем 41,6 мг/кг. Ni – во всех образцах в концентрации от 8,7 до 39,2 мг/кг при среднем 21,4 мг/кг. Cd зафиксирован в 5 из 10 проб в концентрации от 0,01 до 0,05 мг/кг. Cr – в 2 из 10 проб в концентрации от 9,7 до 13,5 мг/кг.

Петромагнитные характеристики почв распределились следующим образом: магнитная восприимчивость образцов (k) изменялась в пределах от  $3,3 \times 10^{-7}$  до  $4,6 \times 10^{-6}$  ед. СИ, при среднем значении  $2,3 \times 10^{-6}$  ед. СИ. Частотная зависимость магнитной восприимчивости (FD) изменяется в широком интервале от 1,1 до 8,1 % при среднем значении 5,5 %.

С целью установления возможных парагенетических взаимосвязей между исследуемыми параметрами были рассчитаны коэффициенты корреляции (табл.).

Таблица – Корреляционная матрица содержания кислоторастворимых форм тяжёлых металлов и петромагнитных характеристик почв города Рюстенбург (n = 10, p = 0,05)

Zn	Cd	Cr	Ni	Pb	k	FD	Показатель
0,61	0,21	<b>-0,72</b>	0,56	0,51	0,41	-0,59	Cu
	<b>0,77</b>	-0,55	0,16	0,16	0,10	<b>-0,66</b>	Zn
		-0,36	-0,19	0,13	0,35	<b>-0,87</b>	Cd
			-0,45	-0,54	-0,57	0,58	Cr
				<b>0,74</b>	0,12	-0,23	Ni
					0,56	-0,39	Pb
						-0,46	k

Работа является начальным этапом в изучении эколого-геохимических и петромагнитных свойств почвенного покрова г. Рюстенбург, который показал неоднородность состояния почв; в дальнейшем запланированы более детальные геохимические, петромагнитные и магнитно-минералогические исследования.

УДК 528.94;504.054

## ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ТЕХНОГЕНЕЗА В АГРАРНЫХ РЕГИОНАХ ПОЛЕСЬЯ

Т. Н. Мыслыва<sup>1</sup>, П. П. Надточий<sup>2</sup>, Ю. А. Белявский<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Белорусская государственная сельскохозяйственная академия, землеустроительный факультет, ул. Тимирязева, 213407 Горки, Республика Беларусь; byrty41@yahoo.com

<sup>2</sup> Житомирский национальный агроэкологический университет, Старый бульвар 7, 10002 Житомир, Украина

Техногенное загрязнение в результате воздействия промышленных эмиссий поллютантов является на сегодня одной из основных причин ухудшения экологического состояния ландшафтов. Следует отметить, что в результате прогрессирующего усиления антропогенного воздействия на окружающую среду ухудшение экологической ситуации, связанное с ростом концентрации поллютантов в компонентах природных и искусственных экосистем, наблюдается не только на территории больших мегаполисов и промышленно развитых регионов, но и далеко за их пределами – в аграрных регионах, в частности в Житомирском Полесье.

Житомирское Полесье – территория в зоне смешанных лесов, характеризующаяся низменным рельефом, сформировавшимся с участием водно-ледниковых и аллювиальных отложений, избыточным увлажнением, густой гидрографической сетью. В его состав входит 11 физико-географических районов, в т. ч. 80 % территории Житомирской обл. (23,8 тыс. га), часть Ровенской (Клесовско-Рокитнянский р-н) и Хмельницкой (Барановско-Высокопичский р-н) обл. Современные ландшафты Житомирского Полесья подразделяются на четыре типа: сельскохозяйственные, лесохозяйственные, природоохранные и техногенно нарушенные. В пределах каждого из типов выделяют следующие виды ландшафтов: сельскохозяйственный тип – аграрные, селитебно-аграрные, аграрные мелиорированные, аграрно-лесные, селитебно-аграрно-лесные, лесоаграрные, селитебно-лесоаграрные, аквально-аграрно-лесные; лесохозяйственный тип – лесохозяйственные, лесоболотные; природоохранный тип – заповедные, рекреационно-заповедные, ограниченно охраняемые; техногенно нарушенные – геологически нарушенные, техногенно загрязнённые. Степень антропогенной преобразо-

ванности ландшафтов колеблется от очень слабоизмененных ( $K_{ан} = 2,64-3,12$ ) до очень сильно измененных ( $K_{ан} = 7,94-8,36$ ) (табл. 1).

Наивысшая степень антропогенной преобразованности характерна для нарушенных земель, утративших свою первоначальную природно-хозяйственную ценность и являющихся источником неблагоприятного воздействия на окружающую среду. К таковым, в первую очередь, следует отнести геологически нарушенные ландшафты в пределах Пержанского месторождения Ве (с. Перга Олевского р-на), Овручского месторождения кварцитов ООО «Овруч стоун» (п. г. т. Пэршотравнэвэ Овручского р-на), филиала «Иршанский горно-обогатительный комбинат» ГП «Объединенная горно-химическая компания», специализирующегося на производстве ильменитового концентрата для металлургической и химической промышленности, ОАО «Коростышевский гранитный карьер» (г. Коростышев), ПАО «Кварцсамоцветы» (п. г. т. Хорошев), специализирующегося на добыче и переработке пьезооптического, камнесамоцветного природного и синтетического сырья и природного декоративного камня.

Таблица 1 – Степень антропогенной преобразованности ландшафтов Житомирского Полесья

Вид ландшафта	Коэффициент антропогенной преобразованности, $K_{ан}$	Степень антропогенной преобразованности
Аграрные	7,23	сильноизмененные
Селитебно-аграрные	7,46	сильноизмененные
Аграрные мелиорированные	6,18	среднеизмененные
Аграрно-лесные	5,61	среднеизмененные
Селитебно-аграрно-лесные	4,97	слабоизмененные
Лесоаграрные	4,56	слабоизмененные
Селитебно-лесоаграрные	5,87	среднеизмененные
Аквально-аграрно-лесные	4,67	слабоизмененные
Лесохозяйственные	5,82	среднеизмененные
Лесоболотные	2,64	очень слабоизмененные
Заповедные	3,12	очень слабоизмененные
Рекреационно-заповедные	4,23	слабоизмененные
Ограниченно охраняемые	4,48	слабоизмененные
Геологически нарушенные	8,36	очень сильноизмененные
Техногенно загрязненные	7,94	очень сильноизмененные

Примечание:  $K_{ан}$  рассчитан по методике П. Г. Шищенко (1988)

Отдельным дестабилизирующим фактором для полесских ландшафтов является деятельность по несанкционированной добыче янтаря, приносящая громадные убытки и наносящая непоправимый вред окружающей среде, прежде всего, земельным ресурсам. В Ровенской обл. нелегальная добыча солнечного камня производится в Сарненском р-не в пределах Клесовского янтарного месторождения, а также в Володымерецком и Дубровицком р-нах. Янтарь можно добывать и в девяти административных районах полесской части Житомирской обл., однако наиболее интенсивная добыча этого камня сосредоточена в Олевском, Коростенском и Овручском р-нах. Развитие нелегального янтарного бизнеса привело к тому, что в лесных массивах полесской части Ровенской и Житомирской обл. образовались песчаные пустыни, именуемые «лунным ландшафтом», с заброшенными ямами-копанками, глубина которых достигает иногда 10 м. В Житомирской обл. вследствие несанкционированной добычи янтаря уже пострадало более 200 га лесов на территории Коростенского, Олевского и Овручского р-нов. В пределах полесской части Ровенской обл. незаконными старателями уничтожено 700 га сельхозугодий и 400 га лесных массивов.

Общая техногенная нагрузка на территорию Житомирского Полесья колеблется от 25,15 до 32,41 т/км<sup>2</sup>, тогда как в среднем по Украине данный показатель составляет 41,39 т/км<sup>2</sup> территории (табл. 2).

В структуре техногенной нагрузки на долю бытовых и промышленных отходов приходится 86,5–88,0 %, на выбросы загрязняющих веществ в атмосферу – 10,0–11,5%, а на сброс загрязняющих веществ с промышленными и хозяйственно-бытовыми сточными водами в поверхностные водные объекты – 1,4–1,9 %. Основными источниками загрязнения поверхностных вод в Житомирском Полесье являются предприятия коммунального хозяйства, доля которых составляет 82–84 % от общего количества сброшенных неочищенных и недостаточно очищенных сточных вод. В структуре выбросов в

атмосферу от стационарных источников загрязнения 31,4 % приходится на предприятия перерабатывающей промышленности, 18,8 % – на предприятия сельского лесного и рыбного хозяйства, 18,4 % – на предприятия складского хозяйства, почтовой и курьерской деятельности, 12,0 % – на предприятия горнодобывающей промышленности и разработку карьеров. Уменьшение уровня техногенной нагрузки на ландшафты связано исключительно с неблагоприятной экономической ситуацией и спадом промышленного производства в Украине, а не с принятием действенных мер по её снижению.

Таблица 2 – Динамика техногенной нагрузки на территорию Житомирского Полесья

Год	Выброс загрязняющих веществ в атмосферу, т	Сброс загрязняющих веществ в водные объекты, т	Образование отходов, т	Техногенная нагрузка на территорию, т/км <sup>2</sup>	Техногенная нагрузка на агроландшафты, тыс. т/км <sup>2</sup>
2013	88 440	10 658	673 252	32,41	1,14
2014	77 425	10 798	671 879	31,90	1,12
2015	69 703	11 126	518 307	25,15	0,88
Среднее	78 523	10 861	621 146	29,82	1,05

Следует отметить, что по степени поражённости территории экзогенными геологическими и инженерно-геологическими процессами Житомирское Полесье относится к категории весьма благоприятной относительно развития данных явлений, поскольку общая степень поражённости ими территории не превышает 0,03 %.

Приоритетным загрязнителем сельскохозяйственных и лесохозяйственных ландшафтов, в частности их селитебных и аграрно-селитебных видов, в пределах Житомирского Полесья является Pb. Коэффициенты его концентрации колеблются от 9–10 ед. в почвах песчаного гранулометрического состава, подстилаемых элювием массивно-кристаллических пород, до 12–16 ед. в глинистых и светло-серых оподзоленных почвах (табл. 3).

Таблица 3 – Коэффициент концентрации  $K_c$  сильнофиксированных форм Pb и индекс насыщенности Pb  $I_{Pb}$  отдельных почвенных разностей ландшафтов Житомирского Полесья (слой почвы 0–20 см, 2005–2015 гг.)

Название почвы	Обследованная площадь, га	$K_c$			Индекс насыщенности почвы, $I_{Pb}$
		среднее значение пределы колебания	$\leq 3$	$> 3$	
Дерново-подзолистая глееватая супесчаная	145	<u>10,63</u> 3,05–17,28	–	<u>145</u> 100	<u>3,26</u> 1,75–4,16
Дерново-подзолистая супесчаная глеевая	55	<u>14,73</u> 9,28–23–18	–	<u>55</u> 100	<u>3,84</u> 3,05–4,81
Дерново-подзолистая глинисто-песчаная глеевая	90	<u>12,58</u> 8,50–14,83	–	<u>90</u> 100	<u>3,55</u> 2,92–3,85
Дерново-подзолистая глинисто-песчаная, подстилаемая элювием массивно-кристаллических пород	80	<u>14,60</u> 8,83–23,0	–	<u>80</u> 100	<u>3,82</u> 2,97–4,80
Дерново-подзолистая песчаная, подстилаемая элювием массивно кристаллических пород	55	<u>9,08</u> 3,73–13,85	–	<u>55</u> 100	<u>3,01</u> 1,93–3,72
Дерново-подзолистая глееватая глинисто-песчаная и супесчаная осушённая	80	<u>15,35</u> 9,25–23,28	–	<u>80</u> 100	<u>3,92</u> 3,04–4,82
Дерново-подзолистая супесчаная поверхностно-глееватая	80	<u>15,75</u> 9,78–25,45	–	<u>80</u> 100	<u>3,97</u> 3,13–5,04
Светло-серая оподзоленная глееватая супесчаная	50	<u>15,05</u> 8,33–19,08	–	<u>50</u> 100	<u>3,88</u> 2,89–4,37

Об интенсификации процессов аккумуляции Pb в пахотном слое почв агро- и селитебно-аграрных ландшафтов свидетельствует величина индекса насыщенности почв этим элементом, колеблющаяся от 2,5 до 3,9, что отвечает высокой степени насыщения. Высокие коэффициенты вариации содержания сильнофиксированных форм Pb, которые, в зависимости от типа почвы, составляют от 46 до 76 %, свидетельствуют о неравномерности ореолов рассеивания этого элемента в пределах ландшафтов. Поскольку валовое содержание Pb как в почвообразующих породах, так и в самих почвах Житомирского Полесья невысоко, повышенное содержание его сильнофиксированных форм в почвах предопределено исключительно техногенезом.

1. Надточий П. П., Мыслыва Т. Н., Белявский Ю. А. Экологические последствия и экономический ущерб от несанкционированной добычи янтаря в условиях Полесья Украины // Проблемы рационального использования природных ресурсов и устойчивое развитие Полесья: Междунар. научн. конф. Минск, 14-17 сентября 2016 г. Т. 1. Мн., 2016. С. 95–99.

2. Bilyavskij Yu., Myslyva T. Heavy metals in soils of 20-kilometre suburban zone of Zhytomyr // Вісник ЖНАЕУ. 2014. № 1 (39), Т. 1. С. 3–10.

УДК 556.4

## ЭКРАНОЗЁМЫ ВОСТОЧНОЙ МОСКВЫ: СВОЙСТВА, ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ, КАРТОГРАФИРОВАНИЕ

**Е. М. Никифорова, Н. Е. Кошелева**

Московский государственный университет, географический факультет,  
Ленинские горы 1, 119991 Москва, Российская Федерация; nataalk@mail.ru

*Введение.* К экранозёмам относятся городские почвы, закрытые дорожными покрытиями (асфальтом, асфальтобетоном), сооружениями и зданиями. Несмотря на доминирующее положение в почвенном покрове г. Москвы (до 70–95 % площади) и других крупных городов, их морфология, свойства, особенности функционирования и степень загрязнения остаются слабо изученными. В России городские почвы традиционно исследовались только на открытых участках, а полученные данные, как правило, распространялись на всю территорию в предположении, что их свойства идентичны. Современный этап изучения городских почв немислим без учёта и оценки заасфальтированных аналогов, их свойств, роли и значения в почвенном покрове урбанизированных ландшафтов. Впервые запечатанные почвы с определением их физико-химических, микробиологических свойств и загрязнения тяжёлыми металлами изучены в Юго-Восточном округе Москвы [2]. Установлено, что под искусственным экраном почва продолжает функционировать, а не становится абиотичной, и её водно-воздушный режим достаточен для произрастания растений. Это объясняется проницаемостью дорожных покрытий, которая со временем возрастает – проектный срок их износа в городах гумидной зоны составляет около 10 лет.

Цель данной работы – изучить морфологические, физико-химические и химические свойства экранозёмов в зонах различного функционального назначения Восточного административного округа (ВАО) Москвы, оценить уровень их загрязнения легкорастворимыми солями (ЛС), нефтепродуктами (НП) и бенз(а)пиреном (БП) по сравнению с фоновыми и почвами открытых участков. В основу статьи положены данные почвенно-геохимической съёмки на территории ВАО в сентябре 2016 г.

*Объекты и методы.* Исследовалась южная часть округа в пределах семи муниципальных районов. Территория относится к южно-таёжным ландшафтам Подмосковной Мещёры, представляет собой плоскую задровую равнину междуречья рр. Москвы и Клязьмы с абсолютными высотами 150–160 м, сложенную водно-ледниковыми и древнеаллювиальными отложениями. Экранозёмы являются антропогенно-трансформированными почвами, часто развитыми по профилю других почв, а также на культурном слое, насыпных, переотложенных и перемещенных грунтах. Почвенно-геохимические исследования проводились на основе природно-функционального зонирования территории [1]. В округе выделено пять зон: промышленная, транспортная, селитебная, рекреационная и постагрогенная.

При полевом изучении почв использовались различные вскрышные ямы. Под асфальтом опробовался верхний слой почв мощностью от 10 до 100 см. Слой асфальта и «песчано-гравийная подушка» под ним не опробовались. В глубоких (до 2 м) разрезах пробы отбирались по всему профилю, включая почвообразующую породу. Всего из 32 разрезов отобрана 71 проба экранозёмов, также привлечены данные по 52 пробам с открытых участков и 12 фоновым пробам из Подмосковной Мещёры (50 км к востоку от города). Физико-химические свойства почв определялись общепринятыми методами, содержание НП – люминесцентно-битумологическим, а БП – низкотемпературной спектрофлуориметрии. Процент запечатанности почв в функциональных зонах ВАО установлен путём полевого изучения почв и дешифрирования космических снимков. Наибольшая запечатанность (>70 %) характерна для почв промышленной и транспортной зон, наименьшая (<20 %) – для индивидуальной жилой застройки.

*Источники загрязнения.* Основным источником выбросов загрязняющих веществ в атмосферу ВАО является автотранспорт, вклад которого составляет 92–95 % [4]. В округе действуют различные промышленные предприятия: теплоэнергетики, металлообработки и машиностроения, химии и нефтехимии, производства строительных материалов, мусоросжигательный завод и др. Поллютанты попадают в экранозёмы с выбросами, стоками, отходами промышленных производств, а также при истирании шин, деталей и тормозных колодок автомобилей, абразии дорожного покрытия и др. Приоритетными загрязнителями почв являются: ЛС, входящие в состав противогололедных реагентов (ПГР), НП и опасный канцероген БП из группы ПАУ.

*Результаты исследований.* В профиле экраноземов верхний горизонт обычно отсутствует (срезан), другие настолько сильно видоизменены, нарушены, перемешаны, что их морфогенетическое изучение затруднительно. Определение почв проводилось на основе выделения диагностических горизонтов, а название связывалось с наличием, мощностью и их сочетанием в почвенном профиле [3]. При выделении горизонтов учитывались не только морфологические признаки, но и химические и физико-химические свойства. Наиболее распространённые профили экранозёмов с общепринятой номенклатурой их горизонтов приведены на рисунке.

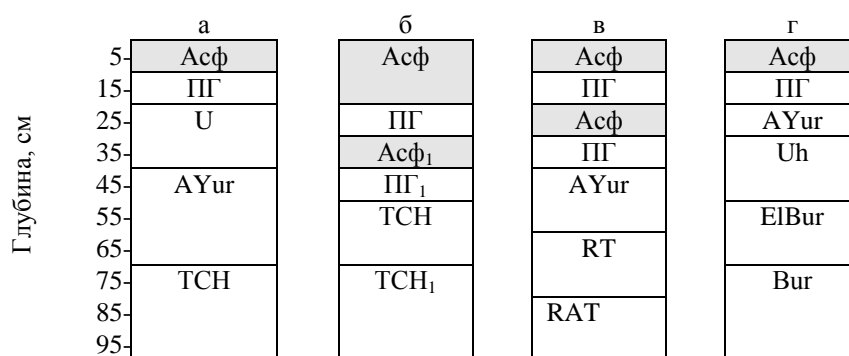


Рисунок – Морфологическое строение профиля экранозёмов в различных функциональных зонах ВАО г. Москвы

а – экранозём по урбанозёму (пос. Ухтомский, селитебная зона); б – экранозем по индустризёму (ул. Плеханова, промышленная зона); в – экранозём по реплантозёму (ул. Вешняковская, транспортная зона); г – экранозем по урбо-подзолистой почве (Триозёрье, рекреационная зона). Диагностические горизонты и антропогенные слои: Асф – асфальт, ПГ – «песчано-гравийная подушка», U – урбик, гумусово-аккумулятивный; AYur – гумусовый с признаками урбопедогенеза; TCH – техногенный перемешанный грунт; RAT – техногенный рекультивационный с включением органических остатков; RT – органический рекультивационный (торфосодержащая смесь). ElBur – техногенный элювиально-иллювиальный, Bur – иллювиальный.

Горизонт U – урбик, бурый или буровато-коричневый, легкосуглинистый, с горизонтальной делимостью, непрочный, пылеватый, уплотнённый, свежий, содержит много углистых частиц, встречаются железистые охристые новообразования диаметром 0,5 см, антропогенные включения разного генезиса (более 10 %), слабо потрескивает от HCl.

Верхние горизонты экранозёмов характеризуются средним содержанием гумуса, слабощелочным pH и легкосуглинистым гранулометрическим составом (табл.). Судя по удельной электропроводности (TDS), они сильно засолены из-за применения ПГР. Среднее содержание ЛС превышает почти в 100 раз их критический уровень – 3,0 мСм/см [5]. Повышенную гумусированность (6,8 %) имеют экранозёмы рекреационной зоны, а щелочной pH (>8,0) – промышленной и селитебной зон. Существенной разницы в гранулометрическом составе экраноземов между зонами не обнаружено. По сравнению с почвами открытых участков экранозёмы имеют более низкое содержание гумуса, более легкий гранулометрический состав, повышенный уровень засоления.

По уровню загрязнения экраноземы сильно отличаются от фоновых и почв открытых участков, обладая значительной неоднородностью и чрезвычайно высокими концентрациями поллютантов (табл.). Превышение норматива содержания БП в почвах (0,02 мг/кг) достигает 161 000 раз, а фонового уровня – 947 раз. Превышение допустимого содержания НП (не более 300 мг/кг) в городских почвах [5] в экранозёмах составляет 28 раз, а фоновой концентрации – более чем в 8 000 раз. Наибольшая степень загрязнения экраноземов БП выявлена в промышленной зоне, ЛС – в транспортной, а НП – в

промышленной и транспортной зонах. По сравнению с незаасфальтированными почвами экраноземы имеют в 5 раз более высокое содержание БП и в 2 раза – НП.

Таблица – Физико-химические и химические свойства экранозёмов различных зон ВАО г. Москвы

Показатель	Глубина, см	Гумус, %	pHвод	TDS, мСм/см	Физическая глина, %	БП, мг/кг	НП, мг/кг
промышленная (n = 12)							
Среднее		2,90	8,11	0,173	22,7	9 211	21443
min-max	3-55	0,42-5,73	7,55-8,73	0,093-0,334	9,4-36,6	0,114-25 554	225-68 144
транспортная (n = 7)							
Среднее		3,85	7,87	0,174	24,5	0,146	5714
min-max	4-61	0,10-12,1	7,32-8,65	0,083-0,45	4,1-36,7	0,001-0,934	27-30 800
селитебная (n = 15)							
Среднее		3,64	8,19	0,26	24,0	1 003	679
min-max	5-68	0,05-10,1	7,29-9,37	0,1-0,987	14,1-38,5	<0,001-15 049	<5-4 084
рекреационная (n = 5)							
Среднее		6,80	7,28	0,0804	20,1	0,204	4012
min-max	5-60	2,53-10,9	6,49-7,70	0,059-0,116	10,5-26,4	0,003-0,540	20-14 500
экрanoземы ВАО в целом (n = 39)							
Среднее		3,86	7,99	0,195	23,2	3 220	8399
min-max	3-68	0,05-12,1	6,49-9,37	0,059-0,45	4,1-38,5	<0,001-25 554	<5-68 144
незаасфальтированные почвы ВАО (n = 52)							
Среднее	0-20	5,76	7,8	0,48*	33,0	644	4 022
фоновые дерново-подзолистые почвы Мещёры (n = 12)							
Среднее	0-25	1,25	4,9	0,03*	12,0	3,4	0,00

Примечание. \* – плотный остаток солей, %.

*Выводы.* Морфология, физико-химические и химические свойства экранозёмов специфичны, неоднородны по функциональным зонам и существенно отличаются от незапечатанных почв, поэтому при мониторинге они требуют отдельного изучения и рассмотрения. Экранирование почв асфальтобетоном не является препятствием для проникновения в них техногенных потоков загрязнителей – токсичных ЛС, БП и НП, которые способны накапливаться под асфальтом в экстремально высоких концентрациях на техногенных педогеохимических барьерах (щелочном, хемосорбционном и др.). При вскрытии асфальта токсиканты могут мигрировать в сопредельные компоненты ландшафтов и включаться в биологический круговорот, создавая экологическую опасность для здоровья горожан.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 17-05-41024).

1. Касимов Н. С., Никифорова Е. М., Кошелева Н. Е., Хайбрахманов Т. С. Геоинформационное ландшафтно-геохимическое картографирование городских территорий (на примере ВАО Москвы). 2. Ландшафтно-геохимическая карта // Геоинформатика. 2013. № 1. С. 28–32.

2. Прокофьева Т. В. Городские почвы, запечатанные дорожными покрытиями (на примере г. Москвы). М.: МГУ, 1998. 24 с.

3. Прокофьева Т. В., Мартыненко И. А., Иванников Ф. А. Систематика почв и почвообразующих пород Москвы и возможность их включения в общую классификацию // Почвоведение. 2011. № 5. С. 611–623.

4. Регионы и города России: интегральная оценка экологического состояния / Н. С. Касимов, В. Р. Битюкова, С. М. Малхазова и др. М.: ИП Филимонов М.В., 2014. 560 с.

5. Экологические требования к почвам и грунтам г. Москвы / Под ред. Н. Ф. Ганжары. М.: Агроконсалт, 2005. 32 с.

УДК 556.4

## ГЕОХИМИЧЕСКИЕ КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ

**Е. П. Овчарова, О. В. Кадацкая, Е. В. Санец, В. С. Хомич**

Институт природопользования НАН Беларуси, ул. Ф. Скорины 10,  
220114 Минск, Республика Беларусь; geosystem1@rambler.ru

Донные отложения являются одним из наиболее информативных компонентов водных экосистем при проведении экологической оценки. Обладая высокой сорбционной способностью и аккумулируя загрязняющие вещества, которые поступают в водный объект на протяжении продолжительного периода, донные отложения выступают в качестве индикатора экологического состояния водного



объекта и его водосбора. Несмотря на их важную роль в оценке экологического состояния водных экосистем, в Беларуси для донных отложений не разработаны нормативы или шкалы, позволяющие определить опасность их загрязнения, уровень антропогенной нагрузки и экологический риск. Как правило, для оценки загрязнения и опасности донных отложений тяжёлыми металлами используют ОДК/ПДК, разработанные для почв, а в качестве фоновых величин – валовое содержание в почвах фоновых территорий [1, 2].

В то же время, согласно [3–8], для оценки загрязнения донных отложений можно использовать ряд геохимических критериев, для которых разработаны соответствующие шкалы, позволяющие оценить уровень загрязнения, вклад антропогенных источников и опасность загрязнённых донных отложений для водных экосистем. Описание данных критериев приведено в табл. 1.

Таблица 1 – Геохимические критерии оценки загрязнения донных отложений тяжёлыми металлами

Геохимический критерий	Описание
Коэффициент концентрации ( $K_c$ ) [3]	Характеризует уровень концентрирования элемента в донных отложениях относительно его фонового содержания. В расчёты включаются элементы со значениями $K_c$ не менее 1,5
Коэффициент загрязнения (Contamination Factor) ( $K_c$ ) [6]	Аналог коэффициента концентрации ( $K_c$ )
Коэффициент обогащения (Enrichment Factor) ( $K_o$ ) [8]	Характеризует нормированный по железу уровень концентрирования элемента в донных отложениях относительно его фонового содержания. Позволяет оценить вклад антропогенных источников
Коэффициент среднего накопления ( $R_x$ ) [3]	Представляет собой среднее арифметическое суммы значений коэффициентов концентрации элементов (с $K_c$ выше 1,5) и характеризует среднюю интенсивность загрязнения донных отложений
Индекс суммарного загрязнения (Pollution Load Index) (ИСЗ) [4]	Интегральный показатель уровня загрязнения донных отложений тяжёлыми металлами, который отражает кратность превышения содержания тяжёлых металлов над фоновыми значениями
Геоаккумуляционный индекс (Geoaccumulation Index) ( $I_{geo}$ ) [5, 7]	Позволяет оценить степень загрязнения донных отложений по семи классам
Суммарный показатель загрязнения ( $Z_c$ ) [3]	Представляет собой сумму коэффициентов концентрации элементов (с $K_c$ выше 1,5) за вычетом фона, отражает аддитивное превышение фонового уровня и характеризует уровень техногенного загрязнения
Показатель санитарно-токсикологической опасности ( $Z_{ст}$ ) [3]	Представляет собой сумму $K_c$ (без фона) для химических элементов 1 и 2-го классов опасности, с корректировкой учитываемых элементов. Этот показатель характеризует степень потенциальной санитарно-токсикологической опасности донных отложений как вещества.

Так, если коэффициент загрязнения (концентрации) позволяет выявить тяжёлые металлы, для которых наблюдается процесс накопления (загрязнения) без учёта их происхождения (естественного или антропогенного), то коэффициент обогащения – выделить антропогенную составляющую загрязнения для каждого элемента. Такие геохимические критерии, как коэффициент среднего накопления, индекс суммарного загрязнения и суммарный показатель загрязнения, могут использоваться для отражения уровня загрязнения донных отложений в целом. Геоаккумуляционный индекс даёт возможность выделить 7 классов загрязнения для каждого микроэлемента, а показатель санитарно-токсикологической опасности характеризует степень потенциальной опасности для водных организмов. Приведённые геохимические критерии были использованы при оценке загрязнения донных отложений р. Свислочи. Диапазоны указанных критериев приведены в табл. 2.

Сравнительный анализ перечисленных выше геохимических критериев, выполненный на основе данных по валовому содержанию тяжёлых металлов в донных отложениях р. Свислочи, отобранных в местах с различным уровнем антропогенной нагрузки, показал правомерность их использования при оценке загрязнения. Однако следует отметить, что такой критерий как индекс суммарного загрязнения нивелирует уровень загрязнения донных отложений. Если фиксируется небольшая кратность превышения ПДК для отдельных тяжёлых металлов, донные отложения в целом могут попасть в разряд незагрязнённых (ИСЗ менее 1). Такая ситуация зафиксирована в районе п. г. т Подлесье: ИСЗ донных отложений составил 0,8 (отсутствие загрязнения), несмотря на то, что валовое содержание Zn здесь превысило ПДК/ОДК в 1,4 раза, что свидетельствует о поступлении данного элемента за счёт антропогенных источников и подтверждается значениями  $K_o$ .

Таблица 2 – Оценочные диапазоны геохимических критериев

Геохимический критерий	Оценочный диапазон
Коэффициент концентрации	Не менее 1,5
Коэффициент загрязнения	Менее 1 – низкий уровень загрязнения (отсутствует); 1–3 – средний; 3–6 – значительный; более 6 – очень высокий
Коэффициент обогащения	0,5–1,5 – природное происхождение элементов, отсутствие антропогенной нагрузки; более 1,5 – поступление за счёт антропогенных источников
Индекс суммарного загрязнения	менее 1 свидетельствует об отсутствии загрязнения, более 1 – о загрязнении
Геоаккумуляционный индекс	$I_{\text{geo}}$ менее 0 (0 класс) – незагрязнённые; 0–1 (1 кл.) – между незагрязнёнными и умеренно загрязнёнными; 1–2 (2 кл.) – умеренно загрязнённые; 2–3 (3 кл.) – между умеренно и сильно загрязнёнными; 3–4 (4 кл.) – сильно загрязнённые; 4–5 (5 кл.) – между сильно и экстремально загрязнёнными; более 5 (6 кл.) – экстремально загрязнённые
Суммарный показатель загрязнения	менее 10 – слабый уровень техногенного загрязнения; 10–30 – средний; 30–100 – высокий; 100–300 – очень высокий; более 300 – чрезвычайно высокий
Показатель санитарно-токсикологической опасности	менее 10 – допустимая степень; 10–30 – умеренная; 30–100 – опасная; 100–300 – очень опасная; более 300 – чрезвычайно опасная

Так, значения коэффициента концентрации более 1,5 получены для тяжёлых металлов в 3-х точках опробования: ниже выпуска дождевого коллектора «Центр» (Pb ( $K_z = 2,1$ ), Zn (7,1), Cu (6,5) и Cr (1,6)), в районе п. г. т. Подлесье (Zn (2,4) и Cr (1,6)) и ниже выпуска МОСА (Cd (3,3), Zn (10,7), Cu (6,8), Ni (5,4), Co (1,5) и Cr ( $K_z=33,8$ )).

Обобщив полученные результаты по расчётам коэффициента обогащения ( $K_o$ ), можно отметить незначительную антропогенную нагрузку ( $K_o$  менее 1,5) на всём протяжении р. Свислочи по Mn. Значительную антропогенную нагрузку ( $K_o$  более 1,5) ниже по течению от п. г. т. Дрозды река испытывает по Zn, Cu и Cr, а на наиболее урбанизированном её участке (г. Минск) – еще и по Pb, Cd, Co и Ni. Максимальные значения  $K_o$  для Pb, Zn и Cu (5,2, 17,1 и 15,8 соответственно) получены для донных отложений ниже выпуска дождевого коллектора «Центр». Указанные тяжёлые металлы являются типичными загрязнителями поверхностного стока, поступающего с городской территории в целом и с транспортной зоны в частности.

Согласно расчётам  $I_{\text{geo}}$ , классу загрязнения выше 2 соответствуют донные отложения реки только на двух участках: ниже выпуска дождевого коллектора «Центр» по Cu и Zn – 3 класс (между умеренно и сильно загрязнёнными) и ниже выпуска МОСА по Cd и Ni – 2 класс (умеренно загрязнённые), Zn и Cu – 3 класс (между умеренно и сильно загрязнёнными), Cr – 5 класс (между сильно и экстремально загрязнёнными), что еще раз подтверждает значительную антропогенную нагрузку на р. Свислочь за счёт поверхностного стока и нормативно очищенных сточных вод. Донные отложения р. Свислочи в районе п. г. т. Хмелевка, Дрозды и Свислочь, а также в Осиповичском водохранилище, согласно классификации, относятся к незагрязнённым (класс 0). От незагрязнённых до умеренно загрязнённых в зависимости от изучаемого металла классифицируются донные отложения реки в районе п. г. т. Подлесье.

В соответствии с суммарным показателем загрязнения высокий уровень техногенного загрязнения донных отложений зафиксирован ниже МОСА, средний – ниже выпуска дождевого коллектора «Центр» и слабый – в районе п. г. т. Подлесье. Степень санитарно-токсикологической опасности соответствует допустимой.

1. Гигиенические нормативы 2.1.7.12-1-2004: Перечень ПДК и ОДК химических веществ в почве / Министерство здравоохранения Республики Беларусь. Мн., 2005.

2. Натаров В. М., Лукашёв О. В., Савченко В. В. Комплексный геохимический фоновый мониторинг в Березинском биосферном заповеднике. Мн.: Белорусский дом печати, 2013. 214 с.

3. Янин Е. П. Техногенные илы в реках Московской области (геохимические особенности и экологическая оценка). М.: ИМГРЭ, 2004. 95 с.

4. Chatterjee M., Massolo, S., Sarkar, S.K. et al. An assessment of trace element contamination in intertidal sediment cores of Sunderban mangrove wetland, India for evaluating sediment quality guidelines // Environ Monit Assess. DOI 10.1007/s10661-008-0232-7. Springer, 2009. P. 307–322.

5. Forstner U., Ahlf W., Calmano W., Kersten M., Schoer J. Assessment of metal mobility in sludges and solid wastes // Metal Speciation in the Environ. // Ecological Sci. Series G. 23. Springer, 1990. P. 1–41.

6. Martin, J., Whitfield M. M. The significance of the river input of chemical elements to the ocean // Trace Elements in Seawater: Plenum. New York, 1983. P. 265–296.

7. Muller G. Index of geoaccumulation in the sediments of the Rhine River // Geojournal. 1969. 2. P. 108–118.

8. Pandey J., Singh R. Heavy metals in sediments of Ganga River: up- and downstream urban influences // Appl Water Sci. DOI 10.1007/s13201-015-0334-7. Springer, 2015.

УДК 550.4:550.424:631.4 (476)

## КАРТОГРАФИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПОТЕНЦИАЛЬНОЙ СПОСОБНОСТИ ПОЧВ БЕЛАРУСИ К САМООЧИЩЕНИЮ ОТ НЕФТЕПРОДУКТОВ

М. П. Оношко<sup>1</sup>, А. С. Глаз<sup>2</sup>, Л. И. Смыкович<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Филиал «Институт геологии» Государственного предприятия «НПЦ по геологии»,  
ул. Купревича 7, 220141 Минск, Республика Беларусь; onoshko@geology.org.by

<sup>2</sup> Институт природопользования НАН Беларуси, ул. Ф. Скорины 10, 220114 Минск, Республика Беларусь

<sup>3</sup> Белорусский государственный университет, географический факультет,  
пр. Независимости 4, 220030 Минск, Республика Беларусь

При территориальной оценке потенциальной способности почв к самоочищению от нефти и нефтепродуктов (НП) учитывались основные природные факторы, влияющие на физико-химическое и биологическое разложение, а также механическое рассеяние загрязняющих веществ. Соотношение благоприятных и неблагоприятных факторов этих процессов является основанием для отнесения почв к группе с низкой, средней или высокой способностью к физико-химической и биологической деградации и слабым, умеренным или сильным механическим рассеянием [1]. Для почв Беларуси нами создан ГИС-проект «Способность почв республики к самоочищению от нефти и нефтепродуктов», в котором проведён пространственный анализ свойств природной среды Беларуси, влияющих на условия аккумуляции, выноса и деградации НП. При подготовке материала статьи были использованы рекомендации, изложенные в работах [1, 2].

Для разработки данного ГИС-проекта за основу была взята оцифрованная почвенная карта республики масштаба 1 : 500 000. В дополнение к ней были созданы слои: элементарных ландшафтов Республики Беларусь, осадков за тёплый период года (апрель–октябрь), среднегодового количества осадков, продолжительности безморозного периода в воздухе, количества дней в году с температурой воздуха выше +15 °С, среднегодового модуля стока рек Беларуси. Исходные карты были взяты из опубликованных источников [3–5]. Цифровые версии этих карт дали возможность дополнить поля атрибутивной таблицы почвенной карты климатическими, гидрологическими и ландшафтными данными по каждому почвенному контуру.

Структурно ГИС-проект «Способность почв республики к самоочищению от нефти и нефтепродуктов» подразделяется на несколько блоков:

1 – блок базы данных: почвенная, ландшафтная, климатические и гидрологические карты Республики Беларусь, атрибутивная таблица к почвенной карте, в которой суммируются все необходимые эколого-геохимические данные, привязанные к типам почв;

2 – блоки аналитических и промежуточных суммирующих карт:

а) блок *деградации углеводов*, включающий две аналитические и одну суммирующую карту относительной способности почв к разложению НП;

б) блок *аккумуляции углеводов*, также включающий две аналитические и одну суммирующую карту относительной способности почв к аккумуляции (закреплению) НП в почвенном профиле;

в) блок *выноса углеводов*, включающий две аналитические и одну суммирующую карту относительной способности почв к выносу НП за пределы почвенного профиля;

3 – блоки окончательных суммирующих карт:

а) суммирующая карта *способности почв к механическому рассеиванию НП*;

б) итоговая карта *потенциальной способности почв к самоочищению от НП*.

Для блока *деградации углеводов* (2а) были построены две промежуточные (аналитические) карты группировки почв по: 1) физико-химической активности; и 2) биологической активности разложения НП и промежуточная суммирующая (интегральная) карта относительной способности почв к разложению НП.

Активность физико-химического разложения углеводов зависит от факторов окисления (окислительно-восстановительный режим почвы) и факторов испарения (тепловой режим почв). Пер-

ый фактор (Eh) включён в атрибутивную таблицу почвенной карты, второй условно выражен через сумму температур воздуха выше +15 °С. Последний показатель с помощью инструментария ГИС был помещен в поле атрибутивной таблицы базовой почвенной карты. По анализу данных факторов и была построена карта группировки почв по их способности к физико-химическому разложению углеводов.

Вторая аналитическая карта блока деградации углеводов – это группировка почв по биологической активности разложения НП. Основные факторы, контролирующие биологическую активность почв, – это продолжительность вегетационного периода и степень увлажнения почв. Эти факторы условно отражаются с помощью двух критериев – количества осадков, обеспечивающего влажность почвы в теплое время года (карта осадков за теплое время года), и продолжительность безморозного периода.

Данные вышеуказанных карт были также помещены в атрибутивную таблицу почвенной карты и по их анализу построена карта группировки почв по их способности к биологическому разложению нефти и НП.

Суммирующая (интегральная) карта относительной способности почв к разложению НП, построенная на основе двух вышеуказанных аналитических карт, отражает низкую, среднюю и высокую способность почв Беларуси к разложению НП.

*Блок аккумуляции углеводов (2б)* отражает относительную способность почв к аккумуляции углеводов на внутрипочвенных сорбционных и механических барьерах и включает две аналитические и одну суммирующую карту группировки почв по относительной сорбционной способности органогенных и гумусовых горизонтов и минеральной части почв к аккумуляции НП.

Основным показателем сорбционной способности почв является мощность органогенных и гумусовых горизонтов, содержание в них  $C_{орг}$ , гранулометрический состав минеральной части (гор. С) и содержания  $C_{орг}$  в горизонтах С и ВС. Для группировки почв подключался также коэффициент фильтрации. Суммирующая (интегральная) карта относительной сорбционной способности (аккумуляции) почв к НП отражает низкую, среднюю и высокую способность почв к аккумуляции НП. По этим показателям, которые имеются в атрибутивной таблице почвенной карты, построены две аналитические карты группировки почв по сорбционной способности гумусового и минерального горизонтов к аккумуляции НП. На их основе построена суммирующая (интегральная) карта относительной сорбционной способности (аккумуляции) почв к НП, отражающая низкую, среднюю и высокую способность почв к аккумуляции НП.

Карты *блока выноса углеводов (2в)*, включают две аналитические и одну суммирующую карту относительной способности почв к выносу НП за пределы почвенного профиля. Строились они с учётом интенсивности поверхностного стока и миграции углеводов в пределах элементарных ландшафтов и почвенного профиля.

Группировка почв по интенсивности рассеяния НП поверхностным стоком проводилась по двум показателям – среднегодовому количеству осадков и модулю среднегодового стока.

При составлении второй аналитической карты блока 2в по группировке почв по интенсивности водной миграции НП в ландшафтно-геохимическом и почвенном профилях были взяты данные сочетания водного режима почв с положением в элементарных геохимических ландшафтах.

Следующим блоком карт (блок 3) в ГИС–проекте являются две суммирующие карты: *карта группировки почв по относительной способности НП к механическому рассеянию (3а)* и *итоговая карта группировки почв по способности к самоочищению от углеводородного (НП) загрязнения (3б)* (рис.).

Карта группировки почв по потенциальной способности почв к механическому рассеянию НП (*блок 3а*) строилась на основе двух групп разнонаправленных факторов: первая группа – факторы, способствующие аккумуляции НП и их закреплению в почвенном профиле (блок 2б) и факторы, способствующие выносу за пределы почвенного профиля (блок 2 в). Критерием разделения почв по условиям механического рассеяния НП является разность показателей аккумуляции и выноса: преобладание аккумуляции – это слабое рассеяние, равенство – умеренное, превышение выноса над аккумуляцией – сильное рассеяние.

Итоговая карта группировки почв по способности к самоочищению от углеводородного (НП) загрязнения (рис.) создана на основе совмещения карт по деградации (блок 2а) и механического рас-

сеяния НП в почвах (блок За). В легенде к карте представлены сочетания показателей деградации и рассеяния НП.

Анализ картографического материала свидетельствует о том, что для почв Беларуси основным фактором в процессе самоочищения от загрязнения нефтепродуктами является биологическая деградация последних, которая оценивалась нами по количеству осадков в тёплое время и продолжительностью безморозного периода. Низкой потенциальной способностью к самоочищению обладают почвы западной части Гродненской обл., в пределах центральной части Полесья и на севере республики.

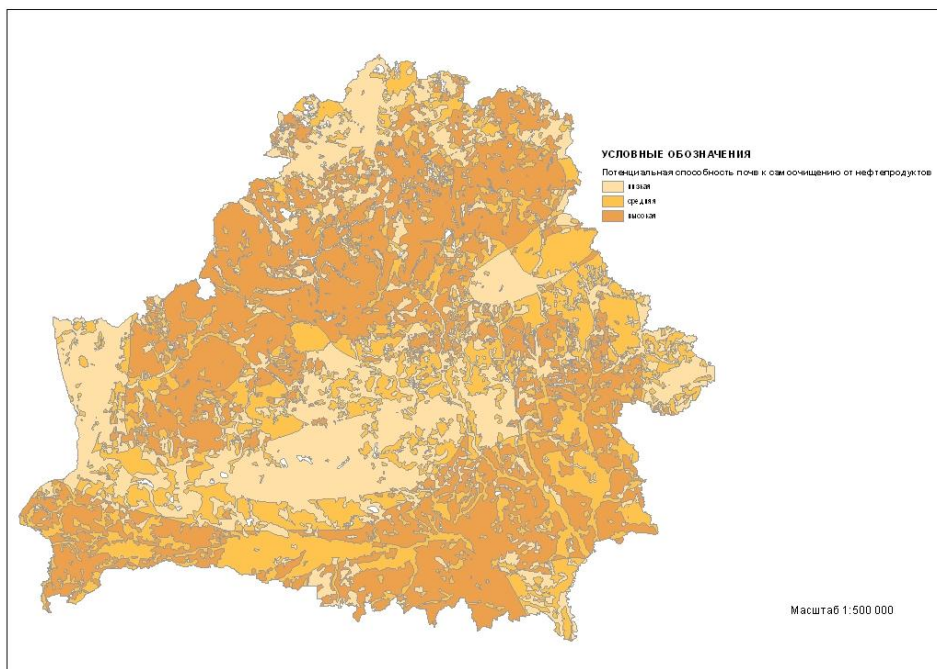


Рисунок – Потенциальная способность почв территории Беларуси к самоочищению от нефтепродуктов

1. Геннадиев А. Н., Пиковский Ю. И. Карты устойчивости почв к загрязнению нефтепродуктами и полициклическими ароматическими углеводородами: метод и опыт составления // Почвоведение. 2007. № 1. С. 80–92.
2. Пиковский Ю. И., Геннадиев А. Н., Родионов Д. Л., Сахаров Г. Н. Картографическая оценка потенциала самоочищения почв от техногенных углеводородов на территории России // География и окружающая среда. М.: ГЕОС, 2000. С. 286–303.
3. Волчек А. А. Водные ресурсы Беларуси: Современное состояние и прогноз // Проблемы гидрометеорологического обеспечения хозяйственной деятельности в условиях изменяющегося климата: матер. Международ. науч. конф., 5–8 мая 2015 г. Мн., 2015. С. 40–46.
4. География Беларуси. Атлас: Учеб. пособ. для 10 кл. учрежд. общ. сред. образ. / РУП «Белкартография», 2016 г. С. 14–16.
5. Национальный атлас Беларуси. Комитет по земельным ресурсам, геодезии и картографии. Минск, 2002 г. С. 75–76.

УДК 550.4

## МЕТОДИЧЕСКИЙ ПОДХОД К ОЦЕНКЕ ХИМИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ГОРОДОВ НА ПОЧВЫ

**В. А. Рыжиков**

Институт природопользования НАН Беларуси, ул. Ф. Скорины 10, 220114 Минск, Республика Беларусь; ryghik24@tut.by

Методика геоэкологических исследований и последующей оценки воздействий на почвы в городах предусматривает поэтапное исследование, включающее изучение источников воздействия на землю, оценку состояния почв в результате данного воздействия и возможную реакцию на изменение первоначального состояния, связанную с воздействием.

Среди всех факторов почвообразования на городских территориях ведущая роль принадлежит техногенезу. Интенсивная человеческая деятельность приводит к преобразованию всех компонентов природной среды, участвующих в почвообразовании (рельефа, климата, почвообразующих пород, условий залегания грунтовых вод, растительного покрова).

Техногенные факторы, которые воздействуют на почвы в пределах города, условно можно разделить на три группы: механические, физические и химические [3]. Среди механических видов воздействия можно выделить: засыпку и срезание естественных почв в результате нивелирования рельефа, их перекрытие асфальтом и бетоном. Следствием физического воздействия на почвы является развитие процессов водной и ветровой эрозии, нарушение водного (подтопление и иссушение) и теплового (промерзание и тепловое загрязнение) балансов почв. Химическое воздействие проявляется в загрязнении почв техногенными поллютантами (тяжёлыми металлами, нефтепродуктами, ПАУ и др.), нарушении кислотно-щелочных условий, изменении окислительно-восстановительного потенциала.

Для городских территорий наиболее значимыми, оказывающими приоритетное воздействие на биоту и человека, являются химические виды воздействия на почвы, поскольку продукты техногенеза с воздушными или водными потоками поступают на земную поверхность, накапливаются в верхних горизонтах почв и вновь включаются в природные и техногенные циклы миграции. В результате пыления незадернованных городских почв и биологического прихода загрязняющих веществ в сельхозпродукцию, выращиваемую на территории городов, возникает риск поступления поллютантов в организм человека.

Химическое воздействие на почвы непосредственно связано с источниками воздействия. Так, Ю. Е. Саэт выделяет три группы источников воздействия: воздействие как вид человеческой деятельности (литейное производство, химизация в сельском хозяйстве и др.); воздействие, связанное с функционированием конкретного объекта (завода, свалки, транспорта и др.); воздействие, связанное с поступлением в окружающую среду материальных носителей химических веществ (выбросы, отходы, стоки) [2]. Из всех источников воздействия, выбросы, отходы и стоки являются количественными показателями, поскольку в большинстве случаев относятся к категории организованных, т. е. их поступление в окружающую среду осуществляется через те или иные технические устройства, на которых происходит учёт их объёмов, что даёт возможность использовать их при оценке воздействия на почвы городов.

Отходы, образующиеся в городах, относятся к нескольким категориям: коммунальные, промышленные, бытовые и сельскохозяйственные (отходы тепличных хозяйств, средств химизации и др.). Согласно данным [2, 5, 9], промышленные и бытовые отходы характеризуются полиэлементным составом и представляют опасность, прежде всего из-за наличия Hg, Cd, Pb, W и Mo, а также, нефтепродуктов, ПАУ и других соединений. Однако отходы, как правило, не складываются на территории городов, а вывозятся за их пределы на специально оборудованные площадки.

По данным исследований, проведённых в России [1] и Беларуси [5], загрязняющее влияние городских свалок фиксируется во всех компонентах окружающей среды, в том числе и в почвах. Однако характер загрязнения зачастую носит локальный характер, а протяжённость ореолов загрязнения в основном не превышает размер санитарно-защитных зон обследованных объектов.

Стоки относятся к категории жидких отходов и образуются в результате коммунальной либо промышленной деятельности. Отведение и последующая очистка их на территории города осуществляется по канализационной сети на очистные сооружения. Согласно литературным данным, наибольшее воздействие стоки оказывают на водные объекты, расположенные в пределах городов, в результате их неполной очистки либо несанкционированных сбросов [7]. Так, промышленные стоки обогащены аммонийным N, нитритами, СПАВ, хлоридами, взвешенными веществами, нефтепродуктами, а также Pb, Zn, фенолами, Zn и Cu [6]. В то же время поступление коммунальных и промышленных стоков на поверхность почвы носит кратковременный характер и происходит только в результате аварийных разливов, воздействуя на почвы ограниченной локальной территории.

В работах, связанных с изучением поверхностного стока, образующегося на урбанизированных территориях в результате таяния и выпадения атмосферных осадков, также отмечается их влияние на водные объекты, расположенные в пределах городов. Показано [9], что поверхностный сток с территории г. Минска вносит вклад в загрязнение р. Свислочи, составляющий 28,1 % от общего поступления растворимых минеральных веществ техногенного происхождения в реку, при этом способствуя

обогащению воды не только основными компонентами солевого состава, но и загрязнению взвешенными веществами, нефтепродуктами, тяжёлыми металлами и ПАУ.

Выбросы на территории городов осуществляются стационарными и мобильными источниками. Основной объём выбросов загрязняющих веществ среди отраслей экономики Беларуси приходится на обрабатывающую промышленность – 192,6 тыс. т или 43,2 % от общего объёма выбросов от стационарных источников [9]. В структуре выбросов на территории городов преобладают оксид С, оксиды N, диоксид S, твёрдые вещества и др. Основная масса тяжёлых металлов, ПАУ и других загрязняющих веществ поступает в окружающую среду в составе твёрдых частиц. Согласно оценкам, выполненным [4], на территории Беларуси в 2005 г. выброшено в атмосферу 50,1 т Pb, 278,5 т Zn, 60,4 т Ni, 10,7 т Cu, 2,1 т Cd.

Таким образом, объёмы загрязняющих веществ, поступающие на земную поверхность с отходами, стоками и выбросами, могут быть положены в основу классификации городов по уровням воздействия на почвы. Однако при оценке воздействия на почвы в городе не все из них являются информативными. Так, воздействие отходов сводится к минимуму, поскольку их складирование с целью захоронения осуществляется за пределами урбанизированных территорий, а существующие площадки их временного складирования на территории промышленных предприятий, как правило, относятся к категории организованных (территория обвалована, заасфальтирована или укрыта водонепроницаемым материалом или грунтом). Несанкционированные либо стихийные свалки на территории городов встречаются редко и носят временный и локальный характер. Воздействие жидких отходов (стоков) на почвенный покров городов также носит локальный характер в местах их аварийных разливов. Воздействие поверхностного стока из-за нарушения миграционных связей в городских ландшафтах (нивелирование возвышенностей и естественных понижений), а также из-за высокой «запечатанности» поверхности города также незначительно. Большая часть атмосферных осадков минует почвы и поступает в коллекторную сеть города, а затем в водные объекты.

В связи с этим, наиболее информативным показателем при оценке химического воздействия города на почвы являются выбросы загрязняющих веществ, поскольку их поступление в окружающую среду на территории города носит периодический или постоянный характер. Среди всех выбросов, поступающих в атмосферу города, наибольшую опасность для почв несут выбросы твёрдых частиц, в составе которых происходит поступление на городские земли основной массы тяжёлых металлов, ПАУ и других загрязняющих веществ.

Между содержанием вредных веществ в атмосфере и размером города существует довольно чёткая зависимость, что позволяет использовать площадь города в качестве одного из показателей, учитываемого при оценке воздействия на почвы. В связи с наличием крупных городов с относительно небольшим количеством выбросов и, наоборот, малых и средних городов с большими объёмами выбросов, более информативным показателем степени воздействия выбросов на почвы является коэффициент эмиссионной нагрузки  $E$ , показывающий количество выбросов твёрдых частиц в год на площадь города ( $E = P / N$ , где  $P$  – количество выбросов, тыс. т в год, а  $N$  – площадь города, км<sup>2</sup>) [2]. Между выбросами твёрдых частиц в атмосферу и загрязнением почв нет прямой зависимости, поскольку на территории города существует множество других источников загрязнения, о чём говорилось выше. В связи с этим при оценке химического воздействия на почвы целесообразно использовать сочетание эмиссионной нагрузки с фактическим состоянием городских почв «уровнем загрязнения» ( $Z_c$ ) [2], что может быть положено в основу ранжирования городов по уровню воздействия на почвы.

Таблица – Шкала бальной оценки химического воздействия на почвы городов

Степень загрязнения почв ( $Z_c$ )	Количество выбросов твёрдых частиц (тыс.т/км <sup>2</sup> )				
	$E < 0,002$	$E = 0,002-0,006$	$E = 0,006-0,010$	$E = 0,010-0,040$	$E > 0,040$
Незагрязнённые, $Z_c \leq 2,0$	1	2	3	4	5
Низкая, $Z_c > 2,0-10,0$	6	7	8	9	10
Средняя, $Z_c = 10,0-40,0$	11	12	13	14	15
Высокая, $Z_c = 40,0-100,0$	16	17	18	19	20
Очень высокая, $Z_c > 100,0$	21	22	23	24	25

На основании данных о состоянии атмосферного воздуха и химическому загрязнению почв, полученных при проведении мониторинга природной среды НСМОС [8], разработана шкала, где интенсивность воздействия на почвы можно оценивать по 25 бальной шкале, которая, исходя из имеющейся

информации, учитывает воздействие по количеству выбросов загрязняющих веществ на единицу площади по пяти категориям и последствия воздействия, выражающиеся в загрязнении почв, по пяти категориям (табл.).

Таким образом, на основании данной шкалы, по уровню химического воздействия на почвы, выделяются города четырёх категорий: с незначительным воздействием - с количеством баллов 1-5; низким – 6-10, средним – 11-15; высоким – 16-20; очень высоким – 21 -25.

1. Башаркевич И. Л., Ефимова Р. И. Влияние городских свалок на загрязнение окружающей среды тяжёлыми металлами // Экогеохимический анализ техногенного загрязнения. М.: ИМГРЭ. 1992. С. 137-151.
2. Геохимия окружающей среды / Ю.Е. Саэт [и др.]. М.: Недра, 1990. 335 с.
3. 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. 266 с.
4. Какарека С. В. Трансграничное загрязнение атмосферного воздуха и его регулирование. Мн.: Беларуская навука, 2009. 320 с.
5. Ковальчик Н. В. Ландшафтно-геохимическое обоснование размещения полигонов твёрдых отходов на территории Беларуси. Мн., 2000. 20 с.
6. Кадацкая О. В., Хомич В. С., Санец Е. В. и др. Ландшафтные воды в условиях техногенеза: монография. Мн.: Белорусская наука, 2005. 347 с.
7. Овчарова Е. П. Эколого-геохимическая оценка поверхностного стока с городской территории (на примере г. Минска). Мн., 2006. 16 с.
8. Состояние природной среды Беларуси: экологический бюллетень / Под ред. В. Ф. Логинова. Мн., 1996–2015.
9. Хомич В. С., Какарека С. В., Кухарчик Т. И. Экогеохимия городских ландшафтов Беларуси. Минск: РУП «Минск-проект», 2004. 260 с.

УДК 550.4

## НАУЧНО-МЕТОДИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ЭКОЛОГИЧЕСКОМУ НОРМИРОВАНИЮ СОДЕРЖАНИЯ ТЕХНОГЕННЫХ ПОЛЛЮТАНТОВ В ПОЧВАХ

**С. В. Савченко, Е. В. Санец, О. В. Кадацкая, Е. П. Овчарова, Ю. А. Романкевич**

Институт природопользования НАН Беларуси, ул. Скорины 10, 220114 Минск, Республика Беларусь; geosystem1@rambler.ru

Загрязнение земель (почв) в условиях техногенеза характерно для большинства развитых стран мира, в т. ч. и Беларуси, в связи с чем появилась необходимость в разработке экологических критериев, которые позволят расширить правовое поле для оценки загрязнённых земель.

В зарубежных странах одним из подходов для определения территории как загрязнённой является наличие в почвах концентраций загрязняющих веществ, превышающих величину их содержания, предусмотренную стратегией и правилами, действующими в конкретной стране.

Во многих странах критерии оценки загрязнения почв химическими веществами в определённой степени соответствуют применяемому в настоящее время в Беларуси санитарно-гигиеническому показателю, но имеют свою интерпретацию. Например, в Нидерландах – это target value (целевое значение), Италии – limit value (предельное значение), Австрии – guideline value (ориентировочное значение), Финляндии – threshold value (пороговое значение), Дании – ESQC (экотоксикологический критерий качества почвы) и в Чехии – maximum admissible value (максимально допустимое значение).

В основу нормативов, разработанных в Бельгии, Великобритании, Дании, Италии, Финляндии и Швеции, положена концепция опасности поступления загрязняющих веществ в организм человека и экологического риска. Некоторые страны Европы, как например Чехия, Словакия, Польша и Литва, используют заимствованные нормативы, действующие в других странах, но адаптированные к условиям собственных стран. В ряде стран для системы нормирования характерен подход, учитывающий вид землепользования. Также используются двух- или трёхуровневая системы нормирования загрязняющих веществ.

Установленные нормативы, при этом, существенно различаются между странами, изменяясь в достаточно широком диапазоне.

Так, предельное содержание для As варьирует в пределах 5–30 мг/кг, Hg – 0,3–2,0, Cd – 0,3–2, Cr – 40–100, Pb – 50–100, Zn – 50–200 и Ni – 10–120, ПХБ – 0,02–1,00 мг/кг [8].



В Беларуси регламентами содержания химических веществ в землях (почвах) являются санитарно-гигиенические нормативы, которые устанавливают их предельно допустимые концентрации (ПДК) или ориентировочные допустимые концентрации (ОДК) в почвах [1]. При установлении санитарно-гигиенических нормативов, регламентированных данным документом, использовались следующие критерии: лимитирующий показатель вредности; класс опасности вещества; гранулометрический состав и тип почв (для отдельных веществ, например, валового содержания Cd, Cu, Ni и Zn); pH почв (для подвижных форм Mn, валового содержания Cd, Cu, Ni и Zn). Большинство существующих нормативов разработаны по аналогии с действовавшими ранее на постсоветском пространстве и ныне существующими в России.

Начиная с 2007 г. в Беларуси при разработке нормативов стал использоваться принцип дифференциации нормирования содержания химических веществ в землях (почвах) в зависимости от их функционального назначения или категории. К настоящему времени с учётом функционального использования земель разработаны ПДК для подвижных форм Cd, Cr, Zn, Ni и Cu, а также валового содержания свинца, As, Hg и нефтепродуктов [3–6]. Кроме этого, для земель сельскохозяйственного назначения разработаны нормативы валового содержания и подвижных форм тяжёлых металлов в дерново-подзолистых почвах с учётом их гранулометрического состава [2].

В целях совершенствования нормативно методической базы в области наблюдений и контроля за химическим загрязнением земель (почв) в настоящее время стоит вопрос о разработке экологических нормативов, базирующихся на оценке риска, возникающего при поступлении загрязняющих веществ в почвенный покров, которые в дальнейшем будут использоваться в качестве критериев для оценки химического состояния земель.

При разработке экологических нормативов целесообразно учитывать широкий ряд показателей. Прежде всего, это распространённость химического вещества в землях (почвах), обусловленная природными особенностями территории и антропогенной нагрузкой на почвы от таких источников загрязнения, как промышленные объекты, дорожно-транспортный комплекс, сельскохозяйственное производство, участки складирования коммунальных и промышленных отходов. Соответственно, требования к качеству почвы территорий различного функционального назначения и использования должны существенно различаться, что должно быть отражено в разрабатываемых экологических нормативах.

Кроме того, при определении фоновых значений содержания химических веществ в землях (почвах), необходимого при разработке экологических нормативов, должна учитываться не только фоновая концентрация химического вещества в почвах территорий, удалённых от явных и потенциальных источников поступления загрязняющих веществ, но и концентрация вещества, характерная для среднего ландшафтно-геохимического фона, сложившегося за длительный период времени под действием естественных и техногенных факторов и характерного для каждой функциональной зоны [7]. При этом установление фона для химических веществ, которые в естественных условиях не встречаются (в частности, средства химизации и защиты растений) является весьма проблематичным.

Для определения опасности химического загрязнения почв и возникающего в связи с этим риска необходимо учитывать класс опасности химического вещества, при определении которого учитываются такие показатели, как токсичность, персистентность, способность к миграции и биоаккумуляции, а также предельно допустимая концентрация вещества в почве. Таким образом, при разработке экологических нормативов нельзя не учитывать санитарно-гигиенические нормативы по крайней мере для тех веществ, для которых они установлены.

Большое значение при разработке экологических нормативов имеет изученность химических веществ. Если для тяжёлых металлов (Cd, Pb, Zn, Cr, Cu, Ni) информация по их содержанию в почвах весьма разнообразна, то для ряда элементов, таких как Sn, Nb, Sc, Ag, Se, W, Ga она весьма фрагментарна и не позволяет в полном объёме оценить их концентрации в почвах.

Таким образом, при разработке экологических нормативов химических веществ в землях (почвах) необходимо учитывать как свойства самих веществ (класс опасности, токсичность, способность к миграции и аккумуляции), так и их концентрацию в почвенном покрове, обусловленную природными особенностями территории и уровнем антропогенной нагрузки, что требует дифференцированного подхода к их нормированию, учитывающего современный ландшафтно-геохимический фон и функциональное использование территории.

1. ГН 2.1.7.12-1-2004: Перечень ПДК и ОДК химических веществ в почве // Сборник нормативных документов по разделу коммунальной гигиены. Мн., 2005.
2. Крупномасштабное агрохимическое и радиологическое обследование почв сельскохозяйственных земель Республики Беларусь: метод. указания / Под ред. И. М. Богdevича. Мн., 2006. 63 с.
3. Нормативы предельно допустимых концентраций валового содержания ртути и мышьяка в землях (включая почвы), расположенных в границах населенных пунктов, для различных типов территориальных зон по преимущественному функциональному использованию территорий населенных пунктов, Утв. Постановлением Мин-ва здравоохранения Республики Беларусь 04.08.2010 № 107.
4. Нормативы предельно допустимых концентраций подвижных форм никеля, меди и валового содержания свинца в землях (включая почвы), расположенных в границах населенных пунктов, для различных видов территориальных зон по преимущественному функциональному использованию территорий населенных пунктов. Утв. Постановлением Мин-ва здравоохранения Республики Беларусь 19.11.2009 № 125.
5. Предельно допустимые концентрации подвижных форм цинка, хрома, кадмия в почвах (землях) различных функциональных зон населенных пунктов, промышленности, транспорта, связи, энергетики, обороны и иного назначения. Утв. Постановлением Мин-ва здравоохранения Республики Беларусь 6.11.2008 № 187.
6. Предельно допустимые концентрации нефтепродуктов в почвах для различных категорий земель. Утверждены Постановлением Минздрава Республики Беларусь от 12.03.2012. № 17/1.
7. Рубин В. М. и др. Гигиеническое обоснование нормативов ПДК нефтепродуктов в почвах Республики Беларусь // Гигиена и санитария. № 3. 2012. С. 99–101.
8. Carlon C., D'Alessandro M., Swartjes F. Derivation Methods of Soil Screening Values in Europe // A review and evaluation of national procedures towards harmonization. European Commission, Joint Research Centre, Ispra, 2007.

УДК 550.4; 550.84

## **ТЯЖЁЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ПОЧВАХ КИЕВСКОГО МЕГАПОЛИСА**

**А. И. Самчук, Е. В. Вовк, И. В. Кураева, В. А. Стадник, О. П. Красюк**

Институт геохимии, минералогии и рудообразования НАН Украины,  
пр. Палладина 34, 03680 Киев, Украина; kaslush@rambler.ru

Растущие темпы урбанизации, концентрация населения, промышленных и транспортных объектов на небольших территориях в сочетании с большими объёмами выбросов вредных веществ выводят на передний план проблемы загрязнения городской среды. К приоритетным загрязнителям городов относятся тяжёлые металлы и металлоиды: Hg, Pb, Cd, As, Zn, Ni.

Индикатором экологического состояния городских ландшафтов выступают почвы. В них происходит накопление и перераспределение поллютантов. Опасность загрязнения почв заключается в чрезвычайно медленном удалении металлов (десятки и сотни лет) при выщелачивании, потреблении растениями, эрозии в верхних гумусных слоях почв. Это приводит к обогащению почв токсическими элементами, что представляет собой экологическую угрозу для растений и верхних водоносных горизонтов.

Чрезвычайно большое значение при эколого-геохимической оценке состояния окружающей среды приобретает геохимический мониторинг, который предоставляет информацию о состоянии среды обитания с целью его оценки и прогноза изменений в будущем. Мониторинг антропогенно загрязнённых почв мегаполисов является одним из актуальных заданий охраны окружающей среды.

Совместно с опробованием природных образований (почвы, растения), которые имеют ряд недостатков (низкую сорбционную ёмкость, нестойкость и неоднородность состава), авторами также были использованы полиакрильные целлюлозные и угольные сорбенты, модифицированные ароматическими гидроксамовыми кислотами.

Раньше было установлено, что содержание микроэлементов на искусственных геохимических барьерах-сорбентах, которые насыщаются возле источников загрязнения в природных условиях, более контрастно по сравнению с фоновым содержанием в почвах [4, 5]. Это существенно улучшает мониторинг загрязнения окружающей среды.

Суть метода использования искусственных сорбентов состоит в образовании геохимического сорбционного барьера, накопление элемента на котором пропорционально его концентрации в определённой среде, в нашем исследовании – в почве. Происходит фиксация подвижной части химических элементов сорбционным материалом вследствие ионного обмена и комплексообразования. Впервые

использование такого метода, в т. ч. и для контроля миграции загрязняющего вещества и охраны окружающей среды, предложили В. К. Лукашев и Б. Ф. Мицкевич [1–2].

В данной работе в качестве объектов исследования были выбраны почвы зон влияния предприятий и заводов г. Киева, главных автомагистралей города, а также почвы лесопарковых зон, как условно чистых территорий в пределах города. При исследовании содержания микроэлементов в почвах были использованы спектральный, атомно-абсорбционный анализ и метод масс-спектрометрии с индукционно связанной плазмой (ICP-MS).

Результаты исследований представлены в таблице. Особенно заметные аномалии загрязнения наблюдаются возле промышленных объектов: завод «Радикал», мусорозжигательный завод «Энергия», тепловые электростанции, автомагистрали, для которых характерны коэффициенты загрязнения в интервалах  $Cu_{2,8-10,5}$ ,  $Pb_{1,7-12,1}$ ,  $Zn_{1,4-15}$ ,  $Cr_{2,1-3,3}$ ,  $Ni_{2,5-6,2}$ ,  $Hg_{3-300}$ . По суммарному показателю загрязнения исследуемые почвы изменяются от средне до сильно загрязнённых.

Таблица – Среднее содержание тяжелых металлов в почвах городской агломерации Киевского мегаполиса, мг/кг

Объект	Cu	Zn	Pb	Hg	Cr	Se
Антропогенная зона						
Зона ТЭЦ	$\frac{113}{12,3}$	$\frac{280}{30,1}$	$\frac{68}{4,8}$	$\frac{0,6}{0,4}$	$\frac{46}{2,1}$	$\frac{0,32}{0,1}$
Автомагистральная зона	$\frac{80}{9}$	$\frac{70}{6,1}$	$\frac{90}{6,1}$	$\frac{0,10}{0,05}$	$\frac{80}{3,0}$	–*
Промзона предприятия «Радикал»	$\frac{166}{17,1}$	$\frac{75}{6,4}$	$\frac{130}{8,1}$	$\frac{10}{6}$	$\frac{52}{2,1}$	$\frac{0,34}{0,2}$
Промзона предприятия «Энергия»	$\frac{125}{13}$	$\frac{75}{8}$	$\frac{20}{7,1}$	$\frac{0,18}{0,09}$	$\frac{64}{2,2}$	$\frac{0,26}{0,15}$
Промзона предприятия «Запад»	$\frac{112}{-}$	$\frac{190}{-}$	$\frac{150}{-}$	$\frac{0,3}{0,15}$	$\frac{70}{3}$	$\frac{0,30}{0,15}$
Лесопарковая зона						
Пуща Водица	$\frac{18}{1,9}$	$\frac{42}{5,6}$	$\frac{12}{0,4}$	$\frac{0,03}{0,01}$	$\frac{20}{2,0}$	$\frac{0,18}{0,09}$
Ботанический сад им. Фомина НАН Украины	$\frac{20}{2,0}$	$\frac{44}{5,4}$	$\frac{12}{0,9}$	$\frac{0,03}{0,01}$	$\frac{24}{1,9}$	$\frac{0,17}{0,06}$

Примечание. В числителе указано валовое содержание микроэлементов, в знаменателе – подвижная форма; «–» – не определялось.

Главным загрязнителем завода «Радикал» выступает Hg, концентрация которой в тысячи раз превышает значения в лесопарковых зонах. Также на данной территории наблюдается значительное превышение содержания Pb (в среднем в 12 раз) и Cd (в 19 раз). Для автомагистралей характерным является загрязнение Pb и Zn, для завода «Энергия» – Cu и Pb, в почвах зоны влияния ТЭЦ наблюдается значительная концентрация Zn (350 мг/кг) и Cu (110 мг/кг). Предприятие «Запад» характеризуется наибольшим среди исследованных территорий накоплением Pb (Kk = 13), Cr (Kk = 11) и Cu (Kk = 6). В соответствии с классификацией Ю. Е. Саета [3], загрязнение почвенного покрова тяжёлыми металлами вблизи автомагистралей Киевского мегаполиса является допустимым. Промзона предприятия «Запад» попадает в категорию средне загрязнённых территорий. Для завода «Радикал» характерно сильное загрязнение, вызванное, главным образом, высокими концентрациями Hg в поверхностных отложениях на его территории.

Был проведён мониторинг сезонных накоплений подвижных форм тяжёлых металлов с использованием сорбентов. Установлено, что фосфат-целлюлозный сорбент способен фиксировать тяжёлые металлы, в их числе Cu, Cr, Hg, Pb, содержащиеся в разные поры года. Выявлено, что содержание элементов на искусственных сорбционных барьерах, которые насыщались возле источников загрязнения в природных условиях, более контрастно в сравнении с содержанием в почвах. Особенно заметные аномалии загрязнения наблюдаются возле промышленных объектов групп заводов: «Радикал», мусорозжигательный завод «Энергия», что коррелируется с данными опробования почв. Результаты исследований подтверждают возможность применения искусственных сорбентов для мониторинга содержания подвижных форм микроэлементов в техногенно загрязнённых почвах.

Доказано, что загрязнение почв города отображается также и на составе растительности. Рассчитаны коэффициенты биологического поглощения микроэлементов для газонной травы г. Киева:

Mn – 8,2, Ni – 1,5, V – 0,7, Cr – 0,9, Cu – 3, Pb – 9. В траве Киевского мегаполиса выявлено увеличение содержания тяжёлых металлов, а также повышение коэффициента биологического поглощения по сравнению с условно чистыми ландшафтами Украинского Полесья.

1. Лукашѐв В. К., Лукашѐв К. И. Использование ионообменных смол при геохимических поисках // Докл. АН БССР. 1978. Т. 22, № 6. С. 544–546.
2. Мицкевич Б. Ф., Суцук Ю. Я., Самчук А. И. Физико-химические условия формирования экзогенных ореолов и потоков рассеивания бериллия. Киев: Наукова думка, 1984. 176с.
3. Саєт Ю. Е., Рєвич Б. А., Янин Е. П. и др. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 325 с.
4. Самчук А. І., Огар Т. В., Попенко Е. С. и др. Використання халатних сорбентів при геохімічному моніторингу довкілля // Пошукова та екологічна геохімія. 2011. № 1. С. 13–16.
5. Самчук А. І., Кураєва О. С., Єгоров О. С. та ін. Важкі метали у ґрунтах Українського Полісся та Київського мегаполісу. Київ: Інститут геохімії, мінералогії та рудоутворення НАН України, 2006. 108 с.

УДК 550.4

## ТЕХНОГЕННЫЕ ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ПОТОКИ: ТЕНДЕНЦИИ ИЗМЕНЕНИЯ

Е. В. Санец, О. В. Кадацкая, Е. П. Овчарова

Институт природопользования НАН Беларуси, ул. Скорины 10, 220114 Минск, Республика Беларусь; elena-sanets@yandex.ru

В природно-техногенных условиях при наличии постоянного источника поступления в реки избыточного количества разнообразных химических веществ формируются ореолы загрязнения, которые наиболее чётко проявляются в реках-водоприёмниках сточных вод, дренирующих урбанизированные участки водосборов. Очистные сооружения городов до настоящего времени остаются регулярными и постоянно действующими источниками воздействия на поверхностные воды, поскольку в результате неэффективной очистки сточных вод формируются техногенные гидрохимические потоки, представляющие собой сточные воды, содержащие загрязняющие вещества. Не останавливаясь подробно на причинах подобного явления, отметим, что, прежде всего, оно связано с нарушением технологического цикла очистки сточных вод и использованием устаревшего оборудования.

Анализ объёмов сточных вод, формирующих техногенный гидрохимический поток, за 2005–2014 гг. показал, что наибольшее их количество поступало в водные объекты Беларуси в начале указанного периода, а к 2014 г. уменьшилось на 164 млн м<sup>3</sup> (рис.).

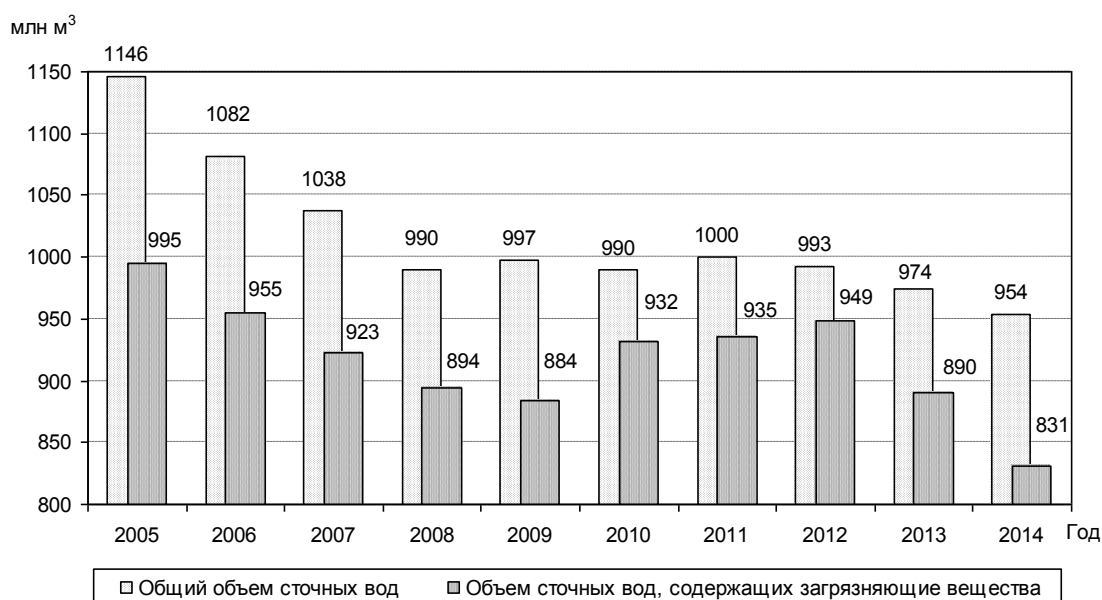


Рисунок – Динамика общего объёма сточных вод и сточных вод, содержащих загрязняющие вещества, в 2005–2014 гг.

Вместе с тем, как видно из рисунка, тенденция к сокращению объёмов техногенного гидрохимического потока, нарушенная в 2010–2012 гг., проявилась вновь в последние два года рассматриваемого десятилетнего периода. В то же время в общем объёме сточных вод, отводимых в водные объекты, доля вод, содержащих загрязняющие вещества, изменялась в период 2005–2014 гг. в диапазоне 87–96 %, причём в 2010–2013 гг. их долевое участие составляло более 90 %.

Основной объём сточных вод (более 60 %), содержащих загрязняющие вещества, формируется в отрасли «производство и распределение электроэнергии, газа и воды». Так, например, в 2014 г. в составе сточных вод этой отрасли в водные объекты сброшено 88 % аммонийного N, 79 % нитритов, 80 % органических веществ, 80 % СПАВ, 80 % хлоридов, 70 % взвешенных веществ и 70 % нефтепродуктов, а также 97 % Pb (1,74 т) и 79 % Fe (220 т). Количество сбрасываемого Zn составило 21,92 т, Cu – 4,24 т [2].

Среди загрязняющих веществ, обуславливающих химический состав техногенных потоков, первостепенное значение имеют аммонийный N, нитритный N и фосфаты, поступление которых в водотоки способствует развитию процессов эвтрофирования. По величине техногенного химического пресса выделяются реки бассейна Днепра, в которые сбрасывается наибольшее количество указанных загрязняющих веществ (табл. 1–3).

Таблица 1 – Сброс аммонийного N в составе сточных вод в бассейнах основных рек Беларуси в 2004–2014 гг., т

Бассейн реки	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Днепр	4 150	4 130	4 390	3 710	3 361	3 240	3 250	3 400	3 400	3 580	3 230
Припять	750	680	720	530	570	600	670	660	660	730	690
Березина	2 770	2 840	2 850	2 480	2 120	2 130	2 010	2 010	1 990	2 160	1 850
Свислочь	1 820	1 920	2 000	1 680	1 380	1 420	1 280	1 290	1 250	1 310	1 060
Сож	180	300	290	260	240	190	170	280	350	340	370
Неман	960	1 000	1 090	970	990	860	950	1 180	990	1 160	1 290
Вилия	100	110	110	100	100	100	90	90	60	70	120
Зап. Двина	440	420	610	470	410	500	460	560	540	540	570
Зап. Буг (вкл. Нарев)	390	450	340	880	810	790	810	800	760	–	–
Мухавец	30	30	40	40	40	40	40	60	50	20	20

Таблица 2 – Сброс нитритного N в составе сточных вод в бассейнах основных рек Беларуси в 2004–2014 гг., т

Бассейн реки	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Днепр	300	520	260	170	110	140	110	130	130	100	90
Припять	20	20	20	20	20	20	20	20	30	20	10
Березина	260	480	220	130	80	70	70	80	70	60	50
Свислочь	240	460	210	120	60	60	50	70	50	40	40
Сож	10	10	10	10	10	10	10	20	20	10	10
Неман	20	30	30	40	50	40	20	50	30	40	40
Вилия	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Зап. Двина	20	10	20	20	20	20	30	20	20	10	20
Зап. Буг (вкл. Нарев)	20	30	30	20	20	0	0	0	0	0	0
Мухавец	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Таблица 3 – Сброс фосфатного P в составе сточных вод в бассейнах основных рек Беларуси в 2004–2014 гг., т

Бассейн реки	2004	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Днепр	1930	660	620	620	650	480	500	420	370	410
Припять	260	120	100	150	150	80	90	80	70	80
Березина	1080	340	350	320	340	290	230	180	170	110
Свислочь	640	200	200	180	210	150	190	140	120	70
Сож	270	90	80	90	100	30	120	130	100	150
Неман	450	180	210	250	190	120	90	70	60	70
Вилия	60	40	50	60	50	30	20	20	20	20
Зап. Двина	200	100	180	120	120	50	80	60	60	90
Зап. Буг (вкл. Нарев)	280	60	190	160	160	10	140	40	30	40
Мухавец	30	20	10	20	20	10	10	10	0	10

Согласно приведённым данным, по величине техногенной химической нагрузки на общем фоне в бассейне Днепра выделяются р. Березина и её приток р. Свислочь, в которые сбрасываются наибольшие объёмы практически всех рассматриваемых загрязняющих веществ. При этом следует отме-

тить, что для аммонийного N, нитритного N и фосфатов, поступающих в рр. Березину и Свислочь, прослеживается тенденция к сокращению их объёмов (табл. 1–3).

В отношении аммонийного N аналогичная тенденция установлена для рр. Припяти и Мухавца. Для рр. Сожа, Немана, Вилии и Западной Двины характерно увеличение сброса аммонийного N.

Сброс нитриного N в водные объекты в 2004–2014 гг. колебался в достаточно узком диапазоне при некотором снижении его объёмов в конце рассматриваемого периода в 2014 г. (табл. 2).

Ослабление техногенной нагрузки по фосфатам на реки страны отмечается, начиная с 2010 г., практически для всех рассматриваемых водотоков, за исключением р. Сож (табл. 3).

Несмотря на уменьшение химического пресса на реки страны в последние годы, отведение в водные объекты сточных вод, в составе которых содержатся избыточные концентрации биогенных веществ, приводит к загрязнению речных вод аммонийным N, нитритным N и фосфатами. Следовательно, хроническое воздействие техногенных гидрохимических потоков формирует определённый уровень загрязнения речных вод биогенными веществами, который по-разному выражен в пространственно-временном отношении для рек основных бассейнов страны.

Практически для всех рек Беларуси, на которых расположены крупные и средние города, характерно устойчиво выраженное во времени «фосфатное» загрязнение. При этом эффект воздействия техногенного потока фосфатов наиболее отчётливо проявляется в паре «город–малая река».

«Аммонийное» загрязнение рек в последние годы имеет тенденцию к ослаблению. Загрязнение рек нитритным N локализуется, как правило, на отдельных участках рек и выражено слабее [1].

1. Кадацкая О. В., Овчарова Е. П., Санец Е. В. «Аммонийное» и «фосфатное» загрязнение рек Припятского Полесья // Географические аспекты устойчивого развития регионов: матер. Междунар. науч.-практ. конф., г. Гомель, 23–24 апр. 2015 г. В 2 ч. Гомель: ГГУ им. Ф. Скорины, 2015. Ч. 2. С. 74–77.

2. Состояние природной среды Беларуси: экологический бюллетень 2014 г. / под ред. В.Ф. Логинова. Мн., 2015. 344 с.

УДК 550.4

## **ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННЫЕ ТЕНДЕНЦИИ ИЗМЕНЕНИЯ ВЫНОСА БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ РЕЧНЫМИ ВОДАМИ В БЕЛОРУССКОЙ ЧАСТИ БАСЕЙНА ДНЕПРА**

**В. В. Селицкая, Е. В. Санец**

Институт природопользования НАН Беларуси, ул. Скорины 10, 220114 Минск, Республика Беларусь; elena-sanets@yandex.ru

Бассейн р. Днепр является самым крупным трансграничным бассейном на территории Республики Беларусь, требующим особого внимания со стороны природоохранного законодательства как Беларуси, так и смежных государств. Основываясь на данных, полученных в Национальной системе мониторинга окружающей среды Республики Беларусь [6], можно сделать вывод, что существенную угрозу благополучию состояния водотоков бассейна Днепра на территории Беларуси в последнее время представляют биогенные вещества (соединения N и P) [4], поступающие преимущественно из неконтролируемых диффузных источников.

Анализ работ белорусских и российских исследователей в области гидрохимии – О. В. Кадацкой [2], А. А. Хомича [12], В. С. Хомича [3], Е. Г. Кольмаковой [5], Б. Г. Скакальского [10], М. Б. Заславской [1] и др. – показал, что наиболее достоверным методом определения нарушений гидрохимического режима речных вод является графоаналитический метод разностно-интегральных кривых. Для их построения используются среднегодовые или средние за гидрологические фазы значения концентраций химических веществ в речной воде [11–12]. Данный метод был применён для определения периода трансформации режима биогенных веществ для водотоков бассейна Днепра.

В результате проведённого исследования установлено, что начало техногенного периода трансформации режима биогенных веществ под влиянием хозяйственной деятельности человека для различных участков водотоков бассейна р. Днепр составляет существенный временной интервал – с 1966 по 2007 г. С одной стороны, наступление этого периода зависит от объективных факторов – характера и интенсивности хозяйственной деятельности на водосборе. С другой стороны, его выделение может быть несколько субъективным из-за разной длины рядов наблюдений за состоянием водных объектов и методических особенностей выделения условно-фонового и техногенного периода. На самом деле,

значимость субъективных факторов здесь не столь велика, поскольку статистически подтверждённое выделение техногенного периода независимо от длины ряда наблюдений уже свидетельствует о том, что существенные изменения в динамике концентраций биогенного вещества действительно произошли в определённый период, даже если ранее (до начала регулярных наблюдений) происходили более значимые трансформации гидрохимического режима.

Следовательно, выделенный нами техногенный период в силу ряда причин является лишь современной частью более глобального техногенного периода, начало которого невозможно установить из-за отсутствия гидрохимических данных на более раннем этапе.

Объединение водосборов с одинаковыми техногенными периодами позволяет получить информацию о том, для каких участков рек условный «естественный» режим отдельных биогенных веществ был нарушен одновременно, что при условии территориальной близости данных водосборов может указывать на общность причин наблюдаемых трансформаций. Такая типизация водосборов бассейна р. Днепр будет полезна при установлении источников поступления биогенных веществ в речные воды и разработке мер природоохранного характера.

В период 1976–1980 гг. статистически значимый рост концентраций *аммонийного N* фиксировался в верхнем течении – от г. Орши до г. Быхова, а также был отмечен для верхнего течения притоков 1–3 порядка – рр. ихры, Прони, Жадуньки и Сушанки.

Вслед за ростом концентраций в верхнем течении в следующую пятилетку 1981–1985 гг. существенные изменения режима аммонийного N распространились на среднее и нижнее течение в пределах Беларуси – от г. Речицы до п. г. т. Лоева, а также притоки нижнего течения – рр. Добысну, Березину в нижнем течении, Беседь, Ипуть и Сож в нижнем течении.

Следующими ощутили на себе антропогенную нагрузку в период 1990–2000 гг. реки Березина и Свислочь с их более мелкими притоками (Гайна, Вяча, Волма), а в 2001–2005 гг. – река Сож в верхнем течении.

Территориально границы наступления техногенных периодов по содержанию *нитритного N* чётко не выделяются, однако следует отметить, что для крупных участков водотоков трансформация режима биогенного вещества проявилась на более ранних этапах – 1970–1985 гг., а с 1986 г. стали подвергаться изменениям водотоки с меньшими водосборами – рр. Березина и Свислочь в верхнем течении, их более мелкие притоки, а также рр. Ведрич, Проня, Жадунька, Вихра и Терюха.

Наиболее ранняя трансформация режима *нитратного N* – в 1981–1995 гг. – отмечена для рр. Березины и Свислочи за исключением участков в их верхнем течении. В 1996–2000 гг. существенный рост концентраций биогенного вещества стал фиксироваться в среднем и нижнем течении р. Днепр, включая все исследуемые притоки на данном участке. Более позднее наступление техногенного периода (2001–2005 гг.) объединило все участки водотоков в верхнем течении.

С точки зрения динамики содержания в поверхностных водах *фосфатного P* самым ранним наступлением техногенного периода (1976–1994 гг.), как и в случае нитратного N, характеризовались рр. Березина и Свислочь, включая притоки на всём их протяжении; к этой же группе водотоков можно отнести рр. Поросицу, Проню, Узу, Жадуньку и Ведрич. С 1991 г. существенный рост концентраций данного биогенного вещества свидетельствовал об интенсивном антропогенном загрязнении непосредственно рр. Днепр и Сож.

Аналогичная ситуация сложилась в отношении режима *общего P*. Первые изменения в 1986–1990 гг. затронули рр. Свислочь и Березину с их притоками и частично распространились на нижнее течение р. Днепр. Вторая волна трансформаций пришлась на 1991–2005 гг. и охватила остальные водотоки бассейна, включая саму р. Днепр.

Более детальный анализ изменений режима биогенных веществ был выполнен на примере различных по величине водосборной площади участков водотоков бассейна р. Днепр – крупного (участок р. Березины 5,0 км выше г. Бобруйска) [7–8] и среднего (участок р. Терюхи у д. Грабовка) [9].

Наряду с существенными различиями в количественном выносе биогенных веществ в составе вод указанных водотоков, для них отмечено схожее распределение стока по фазам гидрологического режима: его минимальная величина для рассматриваемых биогенных веществ (соединений N и P) отмечена в фазу зимней межени, а вклад летне-осеннего сезона относительно соизмерим. Вместе с тем, доля весеннего сезона в годовом режиме стока всех биогенных веществ для р. Терюхи является более существенной, чем для р. Березины. Кроме того, установлено, что для обеих рек суммарный сток соединений N превалирует над стоком соединений P (в 4–6 раза).

В многолетней динамике стока биогенных веществ р. Березиной зафиксированы как положительные, так и отрицательные тенденции: рост показателя отмечен для аммонийного N, нитратного N и фосфатного P, его снижение – для нитритного N и общего P. В то же время, биогенный сток р. Терюхи характеризуется отчётливым ростом показателей как в годовом периоде, так и в каждую из фаз водного режима. Интенсификация данного процесса, как правило, происходит в летне-осеннюю межень и весеннее половодье, реже – в зимнюю межень.

1. Заславская М. Б., Стародубов В. В., Вырбанов М. С. Оценка влияния хозяйственной деятельности на химический состав речных вод // Водные ресурсы. 1991. № 3. С. 76–82.
2. Кадацкая О. В. Гидрохимическая индикация ландшафтной обстановки водосборов. Мн.: Наука и техника, 1987. 135 с.
3. Кадацкая О. В., Санец Е. В., Хомич В. С., Тищиков Г. М. Пространственно-временная динамика содержания сульфатов в воде реки Березина // Докл. НАН Беларуси. 2003. Т. 47, № 5. С. 98–101.
4. Кадацкая О. В., Санец Е. В., Селицкая В. В., Русая И. Е. Содержание минерального фосфора в речных водах бассейна Днепра: пространственно-временной анализ // Природопользование. 2009. Вып. 16. С. 49–56.
5. Кольмакова Е. Г. Антропогенные изменения стока растворённых веществ рек бассейна Немана. Мн.: БГУ, 2009. 123 с.
6. Национальная система мониторинга окружающей среды Республики Беларусь: результаты наблюдений, 2015 / Под общей ред. М.А. Ересько. Минск: БелНИЦ «Экология». 2016. 357 с.
7. Селицкая В. В., Санец Е. В. Вынос биогенных веществ рекой Березиной (бассейн Днепра) и его антропогенная и условно-природная составляющие // Природопользование. 2016. Вып. 29. С. 57–64.
8. Селицкая В. В., Санец Е. В., Русая И. Е. Выявление фонового содержания азота нитратного в речной воде (на примере р. Березины (бассейн Днепра)) // Природопользование. 2013. Вып. 23. С. 63–68.
9. Селицкая В. В. Трансформация режима фосфора фосфатного в воде малой реки (на примере р. Терюхи бассейна Днепра) // Природопользование. 2013. Вып. 24. С. 52–62.
10. Скакальский Б. Г. Антропогенные изменения химического состава воды и донных отложений в загрязняемых водных объектах. СПб.: Гос. гидрол. ин-т, 1996. 68 с.
11. Фрумин Г. Т., Степанова Е. В. Природная и антропогенная составляющие биогенного стока р. Невы в Невскую губу // Геология, геоэкология, эволюционная география. СПб.: Эпиграф, 2008. С. 142–145.
12. Хомич А. А., Красуцкая Е. П., Кадацкая О. В. Оценка современного гидрохимического фона Белоруссии // Докл. АН БССР. 1983. Т. 27, № 12. С. 1102–1105.

УДК 550.4

## СВИНЕЦ В РАЗРЕЗЕ СОВРЕМЕННЫХ ОЗЁРНЫХ ОТЛОЖЕНИЙ (САПРОПЕЛЕЙ) УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ РЕСПУБЛИКИ КАРЕЛИИ

З. И. Слуковский<sup>1</sup>, А. С. Медведев<sup>1</sup>, Д. Г. Новицкий<sup>1,2</sup>, Е. В. Сыроежко<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Институт геологии Карельского научного центра РАН, ул. Пушкинская 11, 185910 Петрозаводск, Российская Федерация; slukovsky87@gmail.com

<sup>2</sup> Петрозаводский государственный университет, Институт биологии, экологии и агротехнологий, пр. Ленина 33, 185910 Петрозаводск, Российская Федерация

<sup>3</sup> Петрозаводский государственный университет, Институт лесных, горных и строительных наук, пр. Ленина 33, 185910 Петрозаводск, Российская Федерация

Свинец (Pb) – элемент 14-й группы шестого периода периодической системы химических элементов Д. И. Менделеева с атомным номером 82. Среднее содержание этого металла в литосфере Земли составляет 16 мг/кг. Pb входит в состав 80 различных минералов, важнейшие из них: галенит PbS, церуссит PbCO<sub>3</sub>, англезит PbSO<sub>4</sub>. Pb применяется в широком диапазоне областей человеческой деятельности (в производстве, в сельском хозяйстве, в медицине, в геологии и др.), при этом Pb и его соединения токсичны. Особенно ядовиты водорастворимые и летучие соединения этого металла, например, ацетат свинца Pb(C<sub>2</sub>H<sub>3</sub>O<sub>2</sub>)<sub>4</sub> и тетраэтилсвинец (C<sub>2</sub>H<sub>5</sub>)<sub>4</sub>Pb. Согласно принятой в Российской Федерации классификации химических загрязнителей окружающей среды, Pb относится к тяжёлым металлам (ТМ) первого класса опасности наряду с такими элементами, как Cd, As и Hg. Таким образом, при проведении эколого-геохимических исследований различных территорий, в том числе районов крупных городов и промышленных зон, оценка уровня содержания Pb в поверхностных и подземных водах, почвах, донных отложениях (ДО) водных объектов и живых организмах, связанных с перечисленными компонентами гидро- и литосферы, является первоочередной задачей специалистов, работающих в области охраны окружающей среды.



Цель нашей работы – провести анализ содержания Pb и вертикального распределения его концентраций в разрезе современных ДО, представленных сапропелевыми илами, малых озёр городов Петрозаводска и Медвежьегорска, расположенных в южной части Республики Карелии. В ходе полевых исследований 2015 и 2016 гг. сотрудниками лаборатории геохимии, четвертичной геологии и геоэкологии Института геологии КарНЦ РАН были исследованы разрезы донных отложений трёх малых водоёмов (рис. 1): оз. Ламба, оз. Четырехвёрстное и оз. Плотичье (Мыльное).



Рисунок 1 – Карта-схема расположения объектов исследования

Отбор проб производился при помощи пробоотборника Limnos для самых верхних слоев озёрных осадков и ручного торфяного бура для более глубоких слоев отложений, подстилающих те, которые недоступны для Limnos'a. Верхняя колонка донных отложений разделялась на слои по 2–5 см, в более глубоких озёрных осадках отбор проводился через 10–50 см. Просушивание образцов проб ДО до воздушно-сухого состояния проводилось в лабораторных условиях. Для достижения максимальной сохранности глинистой фракции жидкая часть пробы просушивалась отдельно – в стеклянных чашках Петри, промытых предварительно дистиллированной водой. Содержание микроэлементов, в т. ч. концентрации Pb, в пробах ДО определяли масс-спектральным методом на приборе XSeries-2 ICP-MS. Определение содержания макроэлементов было осуществлено при помощи рентген-флуоресцентного спектрометра ARL ADVANT'X. Определение потерь при прокаливании (LOI), которые могут служить хорошей количественной характеристикой содержания органики, проводилось весовым способом после нагревания исследуемых проб до температуры 1 100 °С.

Анализ исследованных ДО указанных выше городских озёр показал, что все они преимущественно относятся к сапропелям – самому распространённому типу пресноводных осадков озёр Республики Карелии с содержанием органического вещества более 15 %. При этом содержание основных (петрогенных) компонентов изученных ДО варьирует в широких пределах, что позволяет разделять их на несколько классов. В оз. Ламба осадки на глубине от 0 до 55 см представлены органо-железистыми и лимонитовыми сапропелями, в которых концентрация суммарного Fe колеблется от 9,1 до 23,8 %. Столь высокое содержание этого элемента в ДО выделяет осадки оз. Ламба на диаграмме (рис. 2), учитывая, что в сапропелях оз. Четырехвёрстного (Петрозаводск) и оз. Плотичье (Медвежьегорск) концентрация суммарного Fe составляет от 2,2 до 8,3 % и от 1,0 до 5,0 %, соответственно.

В оз. Четырехвёрстном исследованные ДО на глубине от 0 до 26 см представлены органо-силикатными и органо-железистыми сапропелями, при этом граница между указанными типами отложений прослеживается на глубине 14 см от поверхности дна водоёма. Содержание оксида Si в ДО этого озера составляет от 33,4 до 48,2 % (среднее – 43,0), что несколько выше содержания этого компонента в других изученных нами ДО. Среднее содержание SiO<sub>2</sub> в осадках оз. Ламба составляет 20,9 %, в ДО оз. Плотичье – 27,4 %. В осадках оз. Плотичье на глубине от 0 до 30 см отмечено самое значительное содержание органического вещества, концентрация которого достигает 76,4 % (среднее – 57,3), среди всех исследованных городских озёрных отложений. Указанные ДО относятся к

классам органических и органо-силикатных сапропелей. Для всех исследованных ДО городских водоёмов Карелии характерно невысокое содержание СаО (в среднем по всем пробам 1,71 %), что связано со слабым распространением карбонатных пород на территории региона, а основными источниками Са в поверхностных водах и ДО Карелии служат силикатные минералы. Кроме того, все исследованные озёрные осадки характеризуются реакцией рН от слабокислой до слабощелочной, причём увеличение данного показателя отмечается в верхних слоях колонок изученных ДО, что связано с влиянием антропогенного фактора на физико-химические параметры компонентов городской среды. Это утверждение находит отражение и в накоплении ТМ, в том числе Pb [2], в ДО исследованных озёр гг. Петрозаводска и Медвежьегорска (рис. 3, 4).

Наибольшее содержание Pb в осадках оз. Ламба (>100 мг/кг) отмечено на глубине от 21 до 35 см (рис. 3). При этом фоновый уровень этого элемента для ДО данного озера почти в 40 раз ниже максимальной концентрации Pb в изученной колонке городских осадков. В ДО оз. Плотичье экстремально высокое содержание Pb отмечено на глубине 6–8 см, минимальное (фоновое) значение, которое почти в 60 раз ниже максимума, установлено в самой нижней части исследованного разреза.

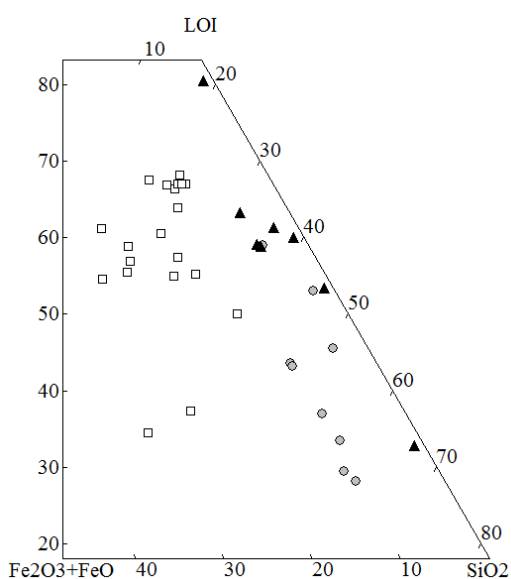


Рисунок 2 – Треугольная диаграмма соотношения общего Fe, кремнезёма и органического вещества в сапропелях озёр Ламба (квадраты), Четырехвёрстное (круги) и Плотичье (треугольники)

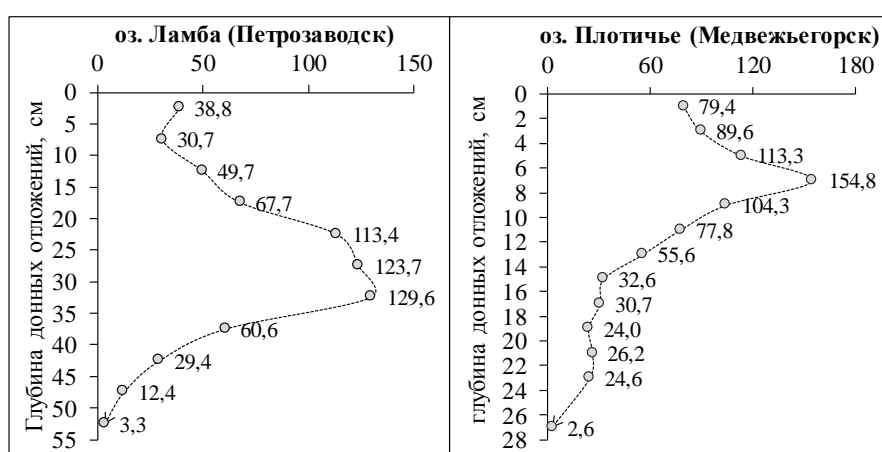


Рисунок 3 – Распределение концентраций Pb в сапропелях оз. Ламба и оз. Плотичье, мг/кг

В верхней части исследованной колонки ДО оз. Четырехвёрстного установлено два почти равнозначных «пика» аномально высоких концентраций Pb, приуроченных к глубинам 12–14 см и 18–20 см (рис. 4). При этом все осадки изученного разреза современных отложений озера до глубины 26 см имеют повышенный уровень содержания Pb в ДО. Детальная оценка фонового уровня накопления Pb в ДО оз. Четырехвёрстного позволила установить значительную вариабельность полученных данных, что связано со сменой условий накопления сапропеля (глубины от 30 до 280 см) и сменой типа отложений – с глубины 280 см начинаются глинистые отложения. Медианное фоновое содержание Pb в сапропеле озера равно 8,4 мг/кг, в глине, подстилающей сапропель, – 15,3 мг/кг.

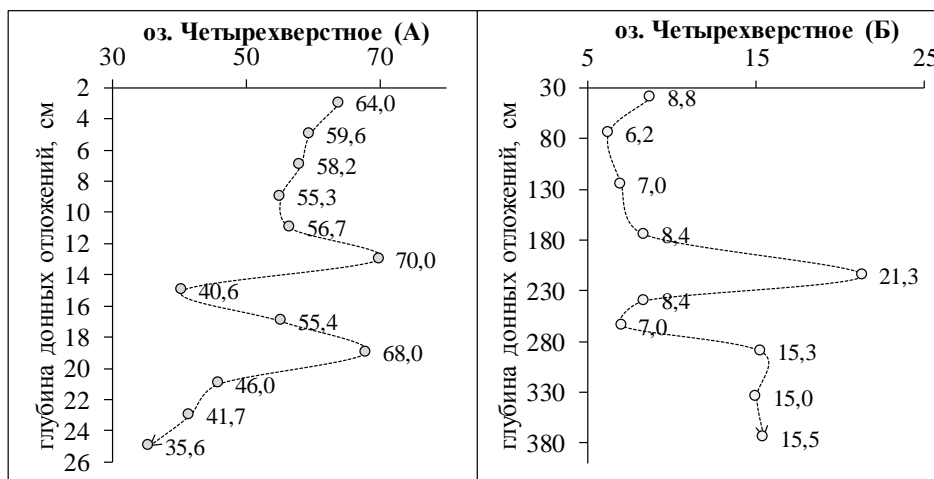


Рисунок 4 – Распределение концентраций Pb в ДО (в т. ч. сапропелях) оз. Четырехвёрстного (А – верхняя часть разреза, Б – нижняя часть разреза), мг/кг

Очевидно, основным антропогенным фактором, повлиявшим на образование аномально высоких концентраций Pb в современных осадках озёр гг. Петрозаводска и Медвежьегорска, является деятельность автомобильного транспорта, учитывая, что с 20–30-х годов прошлого века вплоть до начала 2000-х годов во многих странах мира (в том числе в СССР/России) в моторное топливо добавлялся тетраэтилсвинец, служивший как антидетонирующая присадка для бензина. Пик общемировых выбросов Pb в атмосферу пришёлся на 1960–70-е гг. [3]. Отмечается также влияние глобального свинцового загрязнения, вызванного активным развитием промышленности в европейских странах, в частности металлургического производства [1]. С «пиками» концентраций Pb в ДО городских озёр Карелии в слоях, исследованных при помощи Limnos'a, может быть связан также интенсивный рост промышленных предприятий после Великой Отечественной Войны, принимая во внимание тот факт, что в г. Петрозаводске в советское время располагалось несколько крупных промышленных предприятий (Онежский тракторный завод, ПетрозаводскМаш, ТЭЦ), некоторые из них действуют до сих пор. Кроме того, через гг. Петрозаводск и Медвежьегорск проходят пути Октябрьской железной дороги, ведущей через всю Карелию в г. Мурманск. Оба города являются также портами на Онежском озере – втором по величине водоёме Европы.

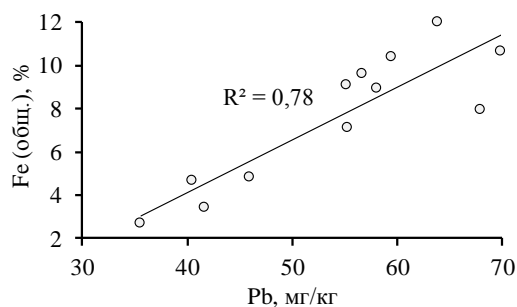


Рисунок 5 – Взаимосвязь концентраций суммарного Fe и Pb в верхней части разреза ДО оз. Четырехверстного (Петрозаводск, Карелия)

Интересно отметить, что вариации концентраций Fe в ДО оз. Ламба никак не отразились на закономерностях накопления Pb, график вертикального распределения которого имеет плавный U-образный вид (рис. 3). С другой стороны, в осадках оз. Четырехвёрстного отмечается тесная корреляция между Fe и Pb (рис. 5), а резкие колебания концентраций Pb приходится на глубину ДО от 12 до 18 см, где происходит переход от органо-силикатного к органо-железистому сапропелю. Приведённые факты можно объяснить, вероятно, тем, что повышение уровня содержания Fe в ДО оз. Четырехвёрстного связано с антропогенным воздействием на водный объект, а ожелезнение отложений оз. Ламба – природное явление, вызванное влиянием подземных вод на формирование химического состава указанного городского водоёма. Таким образом, логично предположить, что природные формы нахождения Fe менее подвержены комплексообразованию с загрязнителями, например Pb, чем формы нахождения Fe, чьё происхождение связано с техногенным воздействием со стороны города.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 16-35-00026 мол\_а

1. Даувальтер В. А., Кашулин Н. А., Денисов Д. Б. Тенденции изменения содержания тяжелых металлов в донных отложениях озёр Севера Финноскандии в последние столетия // Тр. Карельского науч. центра РАН. 2015. № 9. С. 62-75.
2. Слукowski З. И., Медведев А. С. Содержание тяжелых металлов и мышьяка в донных отложениях озёр Четырехвёрстного и Ламба (г. Петрозаводск, Республика Карелия) // Экологическая химия. 2015. № 1. С. 56–62.
3. Nriagu J. O. The rise and fall of leaded gasoline // Sci. of The Total Environ. 1990. Vol. 92. P. 13–28.

УДК 550.4

## ОЦЕНКА ГИДРОХИМИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОХРАНИЛИЩА СТАЙКИ

М. И. Струк, С. Г. Живнач, Г. М. Бокая

Институт природопользования НАН Беларуси, ул. Скорины 10, 220114 Минск, Республика Беларусь; geosystem1@rambler.ru

Природные процессы в совокупности с факторами антропогенного воздействия формируют качество природных вод. Естественным состоянием водоёмов является наличие в растворённом виде минеральных веществ, количество и качество которых зависит в первую очередь от характера подстилающих пород на водосборе, интенсивности биологических процессов и хозяйственной деятельности человека в его пределах.

Качество вод ряда водохранилищ являлось предметом специальных исследований [1, 4, 5], кроме этого экологическое состояние отдельных водохранилищ (Заславское, Дрозды) по гидрохимическим и гидробиологическим показателям регулярно оценивается Республиканским центром радиационного контроля и мониторинга и по бактериологическим показателям – Республиканским центром гигиены, эпидемиологии и общественного здоровья.

Вместе с тем, наблюдения за качеством вод вдхр. Стайки, расположенного в непосредственной близости к г. Минску и активно используемого для рекреации, не проводятся. Целью исследования является оценка гидрохимического состояния вдхр. Стайки. Для оценки качества воды в нём проведены полевые работы в 2009–2016 гг. по отбору проб воды из водохранилища и р. Тростянки, на которой оно построено, выше и ниже водохранилища. Проанализировано качество вод водохранилища и реки по гидрохимическим показателям. Оценка химического состава вод осуществлялась по таким показателям как концентрация основных ионов, биогенных элементов, уровень кислотности, содержание взвешенных веществ.

Факторы, определяющие предпосылки загрязнения водоёма Стайки, представляют собой достаточно неблагоприятное сочетание для возможного загрязнения водоёма. Вдхр. Стайки характеризуется небольшим объёмом, средним показателем водообмена и малой средней глубиной. Стадия развития вдхр. Стайки определена как высокоэвтрофное с признаками антропогенного загрязнения. Среди всех пригородных водохранилищ вдхр. Стайки испытывает наиболее сильную антропогенную нагрузку, связанную с высокой застроенностью (30 %) и сельскохозяйственной освоенностью территории (47 %), что выступает одним из факторов формирования качества вод вдхр. Стайки и проявляется в химическом составе вод.

*Основные ионы.* Вдхр. Стайки на протяжении периода наблюдений характеризуется повышенной минерализацией – от 521,7 мг/дм<sup>3</sup> в 2009 г. до 790 мг/дм<sup>3</sup> в 2014 г., при среднем значении за 2009–2016 гг. – 661,6 мг/дм<sup>3</sup>. Повышенной минерализацией отличается и вода в питающей водохранилище р. Тростянке (среднее значение за 2009–2016 гг. 740,5 мг/дм<sup>3</sup>), причём всё время минерализация воды в реке была выше, чем в водохранилище. В то же время после водохранилища минерализация воды снижалась (среднее значение за 2009–2016 гг. 677,7 мг/дм<sup>3</sup>). На протяжении рассмотренного периода для водоёма выражена внутригодовая динамика общей минерализации: от наибольшей – зимой до наименьшей – летом. Более высокая минерализация в зимний период соответствует гидрохимическому режиму озёр Беларуси.

За всё время наблюдений отмечен в целом рост минерализации воды в водохранилище и в реке, а также рост концентрации основных ионов, особенно  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  и  $\text{Na}^+$ . Данный отрезок времени позволяет говорить о некоторой выраженной тенденции увеличения загрязнения и ухудшения качества воды водохранилища.

Отличительной особенностью вдхр. Стайки является нетипичное для пригородных водоёмов соотношение концентраций основных ионов, что определяет изменение типа вод и позволяет судить о трансформации их химического состава под антропогенным воздействием. Наибольшей концентрации (в мг-экв) достигают ионы  $\text{HCO}_3^-$ , но в отличие от других водоёмов среди катионов преобладают ионы  $\text{Na}^+$ , а не  $\text{Ca}^{2+}$ . В водохранилище в 84 % проб и в 80 % проб в реке выше водохранилища среди катионов на первом по концентрации месте находились ионы  $\text{Na}^+$ . В остальных случаях ионы  $\text{Na}^+$  находились на втором месте после ионов  $\text{Ca}^{2+}$ .

Кроме того в воде вдхр. Стайки и р. Тростянки выше и ниже водохранилища за весь период наблюдений отмечено повышенное содержание  $\text{Cl}^-$  (без превышения ПДК) и их более высокие концентрации, чем  $\text{SO}_4^{2-}$  (превышение до 20 раз), что не соответствует естественному гидрохимическому режиму водохранилищ [1] и отражает высокую степень антропогенного воздействия на водоём. Такой химический состав воды вдхр. Стайки и р. Тростянки позволяет предположить существенный вклад застроенной, в том числе городской, территории в загрязнение водоёма. Как было показано [3], преимущественно высокие концентрации ионов  $\text{Na}^+$  и  $\text{Cl}^-$  характерны для сточных вод с городской территории в результате применения противогололёдных смесей.

Для более точного определения воздействия ситуации на водосборе на качество вод, дополнительно в 2013–2016 гг. было выполнено исследование химического состава вод канала, впадающего в р. Тростянку, непосредственно граничащего с территорией полигона ТКО «Тростенец». Как показал анализ, существенный вклад в загрязнение р. Тростянки вносят именно воды канала. При этом трансформация химического состава речных вод происходит именно за счёт поступления вод канала, когда в химическом составе начинают преобладать ионы  $\text{Na}$  над ионами  $\text{Ca}$  и существенно возрастает содержание  $\text{Cl}^-$  (рис. а).

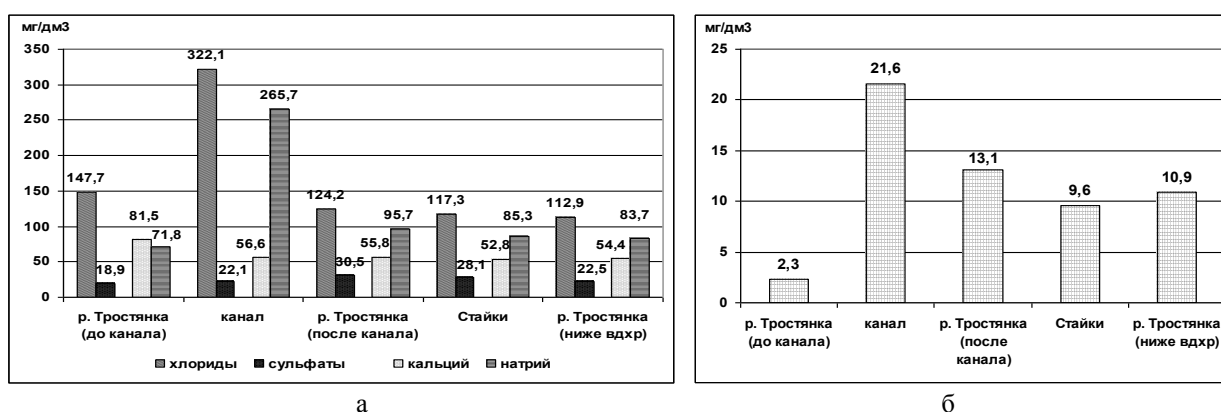


Рисунок – Среднегодовые концентрации основных ионов (а) и аммонийного N (б) в вдхр. Стайки и р. Тростянке, 2009–2016 гг.

*Биогенные элементы.* Помимо выявленной трансформации вод по концентрации основных ионов, для вдхр. Стайки на основании среднегодовых концентраций аммонийного и нитритного N за

2009–2016 гг. идентифицировано загрязнение водохранилища биогенными веществами. При этом максимальная среднегодовая величина за 8 лет для аммонийного N составила 9,02 мгN/дм<sup>3</sup> (23,1 ПДК), нитритного N – 0,222 мгN/дм<sup>3</sup> (9,3 ПДК), а их максимальные концентрации достигали соответственно 13,4 мгN/дм<sup>3</sup> (34,4 ПДК), 0,4 мгN/дм<sup>3</sup> (16,7 ПДК). По аммонийному N отмечались превышения ПДК как для рыбохозяйственных водоёмов, так и для хозяйственно-питьевых и культурно-бытовых. Высокие концентрации фосфатного P были выявлены только в 2010 г. в р. Тростянке. В годичном цикле максимальные концентрации N характерны для конца зимней стагнации. В это время накапливается органическое вещество и сокращается деятельность растений. По результатам исследований в вдхр. Стайки максимальные концентрации N отмечались в зимний и весенний период. Сопоставление концентраций аммонийного N в реке и в водохранилище позволяет сделать вывод о том, что в значительной мере загрязнение водохранилища обусловлено поступлением аммонийного N с речными водами, которые в свою очередь загрязнены под влиянием сложившейся ситуации на водосборе.

Одним из источников загрязнения вод в речном бассейне выступают сельхозугодья, с чем связано заметное увеличение количества аммиачного N, что и наблюдается для вдхр. Стайки, где преобладающей формой N в воде является NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, его доля в содержании минерального N составляет около 75 %.

Повышенное содержание в воде нитритов зафиксировано как в водохранилище, так и в р. Тростянке, как и в случае с аммонийным N содержание нитритов в реке выше, чем в водоёме, что указывает на загрязнение водного объекта, т. е. является важным санитарным показателем.

В вдхр. Стайки и в р. Тростянке содержание нитратного N не превышает ПДК, однако для характеристики подверженности водоёмов эвтрофированию используются экологические нормативы содержания в воде водоёмов нитратного N [2]. Согласно данным критериям к классу чистых относятся воды, где его концентрация составляет менее 0,3 мг/дм<sup>3</sup>. Вода в вдхр. Стайки по экологическим нормативам характеризуется как грязная (более 2,51 мг/дм<sup>3</sup>) и загрязнённая (0,71–2,5 мг/дм<sup>3</sup>). По среднему за 2009–2016 гг. содержанию нитратного N (2,3 мг/дм<sup>3</sup>) – как загрязнённая. Вода в р. Тростянке на протяжении наблюдений характеризовалась похожим качеством воды, с тем различием, что среднее значение концентрации нитратного Na в реке до водохранилища составило 2,77 мг/дм<sup>3</sup> (грязная), а в реке после водохранилища – 1,72 мг/дм<sup>3</sup> (загрязнённая). В реке после водохранилища дважды (из 21 пробы) содержание N было меньше экологического норматива 0,3 мг/дм<sup>3</sup>.

Таким образом, выполненный анализ показал высокую степень загрязнения водоёма по гидрохимическим показателям, что согласуется с оценкой высокой потенциальной возможности загрязнения водоёма, опирающейся на факторы формирования качества его вод. Проведённые гидрохимические исследования выявили трансформацию химического состава вод водохранилища, загрязнение биогенными веществами, особенно аммонийным N.

Такое состояние водоёма требует проведения мероприятий по предотвращению загрязнения и улучшению существующей ситуации на водосборе, особенно в связи с тем, что данной территории согласно генплану отводится роль ландшафтно-рекреационной. Судя по характеру загрязнения водоёма, загрязнение происходит в основном за счёт поступления химических элементов с грунтовыми водами, поэтому приоритетными водоохранными мерами для вдхр. Стайки являются использование более совершенных технологий внесения удобрений на водосборе, а также проведение мероприятий, направленных на изолирование загрязняющего влияния полигона твёрдых коммунальных отходов.

1. Широков В. М., Лопух П. С., Базыленко Г. М. и др. Водоохранилища Белоруссии: природные особенности и взаимодействие с окружающей средой / Под ред. В. М. Широкова. Мн.: Университетское, 1991. 207 с.

2. Жукинский В. Н., Оксюк О. П. Методологические основы экологической классификации качества поверхностных вод суши // Гидробиологический журнал. 1983. Т. 19, № 2. С. 59–67.

3. Кадацкая О. В., Хомич В. С., Санец Е. В. и др. Ландшафтные воды в условиях техногенеза: монография. Мн.: Белорусская наука, 2005. 347 с.

4. Логинова Е. В. Эколого-географическая оценка состояния поверхностных вод Минской городской агломерации. Мн., 1999. 21 с.

5. Струк М. И., Кадацкая О. В. Оценка химического загрязнения пригородных водоёмов Вилейско-Минской водной системы // Прикладная лимнология / Под общ. ред. П.С. Лопуха. Мн.: БГУ, 2000. Вып. 2. С. 128–134.

## РАСПРЕДЕЛЕНИЕ Mn, Ni, Co И Cr В АЛЛЮВИАЛЬНЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ РЕЧНОЙ СЕТИ г. БЕЛЬСК-ПОДЛЯССКИЙ (ПОЛЬША)

Д. Л. Творонович-Севрук

Белорусский государственный университет, географический факультет, пр. Независимости 4,  
220030 Минск, Республика Беларусь; seuruk@ya.ru

Город Бельск-Подляский, относящийся к Подляскому воеводству, расположен в 30 км западнее границы Беларуси, в 40 км южнее г. Белосток и 77 км северо-западнее г. Брест, площадь 26,88 км<sup>2</sup>, численность населения – 26,5 тыс. человек, плотность населения до 1 000 чел/км<sup>2</sup>. В пределах города протекают 2 ручья и 2 малых реки – Белая (левый приток р. Нарев) (протяжённость 50 км) и её левый приток р. Любка (протяжённость 5,5 км). Город расположен на территории с выраженной заболоченностью, плотность сети мелиоративных каналов достигает 0,5–4 км каналов/км<sup>2</sup> водосбора. Крупнейшими предприятиями в г. Бельск-Подляский являются Mlekovita Bielmlek Sp. Z O.O. (профиль работы – переработка молочных продуктов), Fabryka Przyrzadow I Uchwytow Bison-Bial S.A. – Oddzial W Bielsku (металлообработка), Ms Technika Grzewcza (поставка каменного угля, печного топлива, нефтепродуктов) и др., тяготеющие к периферийным частям города, не образуя чётко выраженных промышленных зон. Система центральной канализации в городе охватывает районы многоэтажной застройки. Сеть ливнёвой канализации развита преимущественно в районе старой застройки города до 1970-80 х гг. (60 % его площади). Стоки ЖКХ, промышленных предприятий и часть ливнёвых перерабатываются на местной станции аэрации малой мощности вдали от города. Бельск-Подляский расположен в 25 км от истока и 25 км от устья р. Белой, дренирующей территории с высоким уровнем сельскохозяйственной освоенности, болотные и лесные массивы.

В 2012 г осуществлялся отбор проб наилок в речной сети г. Бельск-Подляский. Были проложены маршруты на территории водосборов рр. Белая и Любка, а также ручья, протекающего в центральной части города в пределах селитебной и промышленной функциональных зон (табл.).

Таблица – Содержание Mn, Ni, Co и Cr в отложениях речной сети г. Бельск-Подляский (2012 г), мг/кг

Точка отбора	Mn	Ni	Cr	Co
1	134	10,5	1,9	1,0
2	600	14,2	49,1	5,5
3	500	16,4	74,6	0,9

Изучение распределения Mn в аллювии речной сети г. Бельск-Подляский (рис.) указывает на относительно высокое содержание элемента в р. Белая выше города (т. 2) и левом притоке-ручье (т. 3), дренирующем промышленную и селитебную зону города – 500 и 600 мг/кг соответственно. Концентрация Mn в аллювии нижнего течения р. Любка, левого притока р. Белая – 134 мг/кг, близко к его концентрации в низовье р. Птичь – 136 мг/кг, протекающей вне урбанизированных территорий в пределах центральной геохимической провинции Беларуси.

Распределение Ni в аллювии речной сети г. Бельск-Подляский изменяется от 10,5 до 16,4 мг/кг соответственно, что близко к его содержанию в наилках рек Центральной и Северной геохимической провинций Беларуси: в аллювии рр. Титовки и Бельчицы – 10,3 и 14,3 мг/кг соответственно.

Содержание Cr в наилках р. Белая и ручья, дренирующем центральную часть города, достигает 49,1 и 74,6 мг/кг соответственно, что близко к его концентрациям в малых реках Северной геохимической провинции – рр. Полота, Бельчица (55,0–53,3 мг/кг), тогда как аллювий р. Любка содержит лишь 1,9 мг/кг Cr, что может быть обусловлено малым поступлением данного химического элемента из водосбора.

Концентрации Co в аллювии р. Белая достигают 5,5 мг/кг и сопоставимы с наилками рр. Птичь и Березина (до 4,8–5 мг/кг). Другие опробованные водотоки г. Бельск-Подляский содержат порядка 1,0 мг/кг Co, что практически на порядок меньше, чем аллювиальные отложения рр. Свислочь, Титовка, Птичь, Припять и др. (от 1,8 до 10 мг/кг). Данное обстоятельство может объясняться меньшим поступлением Co из пространств водосбора притоков основной реки Белая, которая напротив имеет бо-

лее чем на порядок большую протяжённость и площадь бассейна (по сравнению с притоками) и явно выраженное поступление рассматриваемого химического элемента в аллювий, сопоставимое с реками в пределах Центральной и Южной геохимических провинций Беларуси.

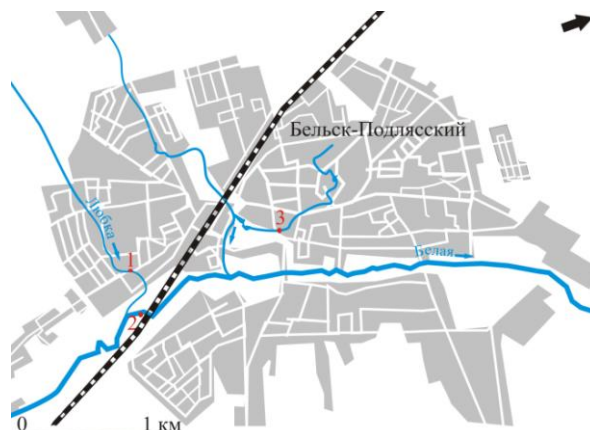


Рисунок – Схема опробования донных отложений г. Бельск-Подляский  
1–3 – точки отбора проб ( по материалам опробования 2012 г)

По более ранним данным польских исследователей [1], валовое содержание Ni и Cr в аллювии р. Белая выше г. Бельск достигает 10,2 и 5,7 мг/кг, ниже сбросов местной очистной станции – 8,8 и 18,3 мг/кг соответственно, что близко к данным, приведённым в начале данной статьи. Различие в наблюдаемых показателях может объясняться как случайностями опробования, так и особенностями лабораторной обработки материалов в Беларуси и Польше.

Таким образом, изучение распределения рассмотренных химических элементов в речной сети г. Бельск-Подляский позволяет говорить о близости концентраций Mn, Ni и Cr в аллювии р. Белой и её притока, протекающего через центральную часть города и повышенном содержании Co в аллювии р. Белой. Для уточнения причин наблюдаемой дифференциации Mn, Ni, Cr и Co необходимы дальнейшие эколого-геохимические исследования.

1. Skorbiłowicz E., Skorbiłowicz M, Zawadzka A. Influence of sewage disposal on chromium and nickel contents in bottom sediments of selected rivers in Podlasie province, Poland / Proceedings of ECOpole. Opole. 2008. Vol. 2, No.1. P. 99–105.

УДК 550.4

## ГЕОСТАТИСТИЧЕСКОЕ ИЗУЧЕНИЕ ЛАТЕРАЛЬНОГО И РАДИАЛЬНОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ КОНЦЕНТРАЦИЙ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ПОЧВЕННОМ ПОКРОВЕ ЗОНЫ УМЕРЕННОГО ТЕХНОГЕНЕЗА

Ю. Г. Тютюнник<sup>1</sup>, В. А. Шабатура<sup>2</sup>, Даунис-и-Эстаделья Дж<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Институт эволюционной экологии НАН Украины, ул. акад. Лебедева 37, 03143 Киев, Украина; carmel@mail.ru

<sup>2</sup> Киевский национальный университет, ул. Владимирская 64/13, 01601 Киев, Украина

<sup>3</sup> Universidad de Girona, Plaça de Sant Domènec 3, 17004 Girona, España

Исследования проводились в западной субурбии Киевского мегаполиса в пределах треугольника, образуемого населёнными пунктами г. Ирпень – п. г. т. Буча – п. г. т. Ворзель. Хозяйственной спецификой территории является то, что для неё характерны очень интенсивная рекреационная деятельность в сочетании со значительной промышленной активностью (машиностроение, производство стройматериалов, стеклоизделий, деревообработка и изготовление мебели, пищевые производства) и осушительными мелиорациями в долине р. Ирпень. Кроме того, территория имеет разветвлённую транспортную инфраструктуру (автодороги, железные дороги, аэродром), а также – при восточных ветрах – может подвергаться влиянию загрязнённых воздушных масс, сформировавшихся над Киевом. В физико-географическом отношении это южная часть Киевского Полесья с господством занд-



ровых, морено-зандровых и пойменных ландшафтов. Гидрографическая сеть хорошо развита, но перепады высот незначительные – долины неглубокие.

С учётом ландшафтной структуры, было заложено 36 полнопрофильных почвенных разрезов, из которых 26 отнесены к автономным и 13 к подчинённым элементарным геохимическим ландшафтам (ЭГЛ). В разрезах погоризонтно (то есть их каждого генетического почвенного горизонта) было отобрано 190 проб, которые анализировались спектральным методом в лаборатории физико-химического изучения горных пород геологического факультета Киевского национального университета им. Т. Г. Шевченко. Цель работы – изучение латерального и радиального распределения химических элементов в почвах методами геостатистики [1]. Работы по моделированию осуществлялись в Департаменте информатики и прикладной математики университета Жироны (Испания).

Рабочей гипотезой, подробно изложенной в [4, 5] и неоднократно апробированной в наших предыдущих геостатистических исследованиях геохимических полей в зонах техногенеза, были следующие положения. 1. Химический состав пробы представляется в форме векторного произведения концентраций всех определяемых в ней химических элементов (а не так, как обычно: для каждого ингредиента в отдельности). Получаем так называемые составные данные (CoDa). 2. Каждый определяемый химический элемент можно рассматривать в качестве маркера того или иного геохимического фактора (группы факторов), обуславливающего его наличие в анализируемых пробах; а в совокупности все определяемые химические элементы образуют гиперпространство геохимических факторов и причин с размерностью, соответствующей количеству элементов. 3. Гиперпространство факторов представляется в виде двумерной проекции – биплотом (многолучевая «звезда», где каждый луч соответствует одному из ингредиентов – рис. 1). Объединение лучей в пучок, то есть уменьшение угла между ними свидетельствует о родственности причин, обуславливающих их наличие в CoDa (полного совпадения лучей, равно как и абсолютного идентифицирующего значения, для каждого химического элемента, нет; речь идет только о вероятностях). А длина луча пропорциональна силе фактора, маркируемого соответствующим химическим элементом. Следует помнить, что перед нами 2-мерная проекция гиперпространства! Искажения углов и длин здесь неизбежны. Объективно длины лучей и углы между ними могут быть оценены с помощью численных показателей дисперсий, частот, вероятностей, которые здесь не приводятся из-за громоздкости. Расшифровка биплотов (с привлечением, если нужно, численных параметров, описывающих их структуру) позволяет выявлять геохимические факторы и причин, обуславливающие формирование CoDa всей группы проб и каждой пробы в отдельности. 4. В последнем случае, точки, соответствующие CoDa-данным о концентрациях химических элементов в каждой пробе, наносятся на график биплота. В случае влияния тех или иных геохимических причин на химический состав той или иной группы проб, эти пробы кластеризуются в областях гиперпространства, формируемых лучами химических элементов, маркирующих соответствующие причины. В случае наличия только трёх причин, маркируемых тремя ингредиентами, биплот может быть заменен треугольной диаграммой (последние давно используются в геохимии).

Анализ данных геостатистического моделирования CoDa данных всех 190 проб с последующим представлением результатов в виде «звезды» биплота (рис. 1), в совокупности с эмпирической и феноменологической оценкой геохимической ситуации в районе исследования, позволил прийти к следующему заключению.

В пределах исследованной территории ведущими при формировании гиперпространства являются следующие факторы и причины: 1) влияние литогенной основы, минералогического состава почвообразующих пород – зандровых и аллювиальных песков, морены, озёрных глин (маркируется La, Ce, Nd); 2) влияние процессов пирогенеза, атмосферного загрязнения продуктами сгорания (маркируется Pb); 3) влияние процессов биогенного преобразования вещества, биогенеза (хорошо маркируется Zn, слабее – Cu); 4) влияние окислительно-восстановительных (маркируется Mn) и 5) щёлочно-кислотных (маркируется Ba, Rb, Sr) условий. При этом факторы 1–3 проявляют себя сильнее, а 4–5 – слабее. Роль Fe и Ga в 12-мерном гиперпространстве однозначно не интерпретируется. Их «лучи» маркируют, скорее всего, комплексный характер действия геохимических факторов и причин. Fe в разной мере сопряжено с причинами 1, 3, 4, а как маркер техногенеза – с влиянием крупнодисперсных аэрозолей дезинтеграции машин и механизмов [2]. «Луч» Ga отражает влияние минеральной основы, но частично этот рассеянный элемент связан и с процессами биогенеза [3].

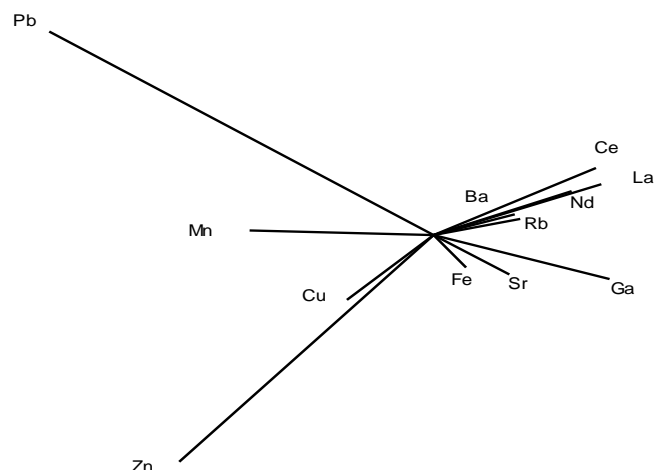


Рисунок 1 – Двухмерная модель (биplot) 12-мерного гиперпространства геохимических факторов и причин, определяющих элементный состав почвенных проб, отобранных в окрестностях Ирпеня, Бучи Ворзеля, Киевская обл.

Размещение на плоскости данного графика точек, соответствующих CoDa-данным о концентрациях химических элементов в каждой, отобранной из верхних 10 см, пробе, показало, что имеет место достаточно отчётливая кластеризация этих точек. Точки, соответствующие пробам, отобранным в автономных (А) и подчинённых (П) ЭГЛ, стремятся группироваться в разных областях гиперпространства геохимических факторов и причин. Точки группы «А» имеют тенденцию группироваться около лучей «TR–Ga» и «Pb». Это говорит о том, что элементный состав почв автономных ЭГЛ, с одной стороны, более зависим от исходной минералогической основы, с другой – сильнее определяется фактором атмосферного загрязнения. Последнее – факт, достаточно хорошо известный из метеорологии: возвышенные формы рельефа первыми принимают на себя «удар» загрязнённых воздушных масс. Точки проб группы «П» имеют тенденцию скопляться около лучей «Zn–Cu» и «Mn». Это также выглядит вполне естественным, поскольку именно в подчинённых ЭГЛ сильнее развиты маркируемые Zn – Cu процессы биогенеза, в частности, торфонакопление (которое в изученном регионе, повторим, достаточно сильное); и в них же наблюдаются более сложные окислительно-восстановительные условия, маркируемые Mn.

Частично (без «Mn») высказанные предположения подтверждаются расположением точек проб «А» и «П» на треугольной диаграмме «La (минеральная основа)–Zn (биогенез)–Pb (пирогенез)», рис. 2.

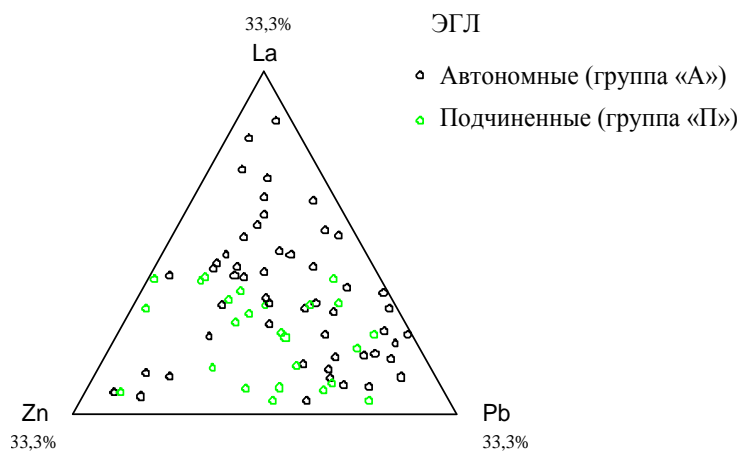


Рисунок 2 – Треугольная центрированная диаграмма распределения точек CoDa почвенных проб, отобранных в верхних 10 см в районе исследования, в 3-х мерном пространстве геохимических факторов и причин, маркируемых La, Zn и Pb

Исследовалось также распределение в плоскости графика биплот и по центрированным треугольным диаграммам точек CoDa проб, сгруппированным по генетическим почвенным горизонтам и формальным интервалам глубин пробоотбора (точки маркировались цветами). Анализ полученных графических моделей показал, что в случае пробоотбора, «привязанного» по вертикали к генетическим горизонтам, CoDa проб из гор. H<sub>d</sub> (используется принятая в Украине индексация почвенных горизонтов по А. Н. Соколовскому (1930)) достаточно определённо собираются в областях «Zn» (био-генез) и «Pb» (атмосферное загрязнение почв), что выглядит вполне логичным. CoDa проб из гор. P чётко группируются в области «TR» и более расплывчато в областях «Fe» и «Ga», что тоже, очевидно, легко объяснимо. Fe, кроме этого, выступает довольно слабым, но всё же заметным маркером группировки CoDa проб, взятых из гор. I: образование этого горизонта, как известно, сопряжено с осаждением полуторных окислов, среди которых гидроксиды Fe – одни из важнейших. Напротив, Zn, не проявляет ни малейших тенденций к «собираению» точек CoDa проб из гор. I. Группирование CoDa проб из глеевых горизонтов слабое, в основном, его можно заметить в области «Rb–Sr–Ba», ещё хуже – в областях «Mn» и, частично, «Fe». Поскольку именно в глеевых горизонтах наблюдаются наиболее «напряжённые» щёлочно-кислотные и окислительно-восстановительные условия (сложная динамика, частая смена, большие амплитуды значений), то такая группировка, хотя и плохо выраженная, также выглядит вполне логичной. CoDa проб из горизонтов H и E не проявляют тенденций ни к каким группировкам. Относительно гор. H, это может свидетельствовать о высокой степени полигенетичности геохимических процессов, происходящих в нём в условиях разнообразия ЭГЛ и достаточно высокого разнообразия форм проявления техногенеза, хотя и умеренного. Что же касается гор. E, то отсутствие тенденции к группированию в кластеры CoDa проб, в нем отобранных, в нашем случае, скорее всего, свидетельствует просто об отсутствии в списке определяемых элементов полноценного маркера тех геохимических причин, которые обуславливают специфику гор. E. (Как известно, для элювиального процесса классическим маркером является Si, но он нами не определялся).

Изучение группировок CoDa проб, сформированных по формальным глубинам пробоотбора, показало следующее. Около Zn и Pb чётко группируются CoDa проб из слоев «0–5» и «5–10» (здесь и далее «см» опустим). Очевидно, этот факт полностью объясняется аргументами, приведёнными выше. (К ним следует добавить, что верхние гумусированные слои почв являются самыми сильными сорбентами Pb, выпадающего на их поверхность в составе аэрозолей и влаги, а также приносимого в ЭГЛ группы «П» с боковым стоком). В слоях «10–15», «15–20», «20–30», «30–50» тенденции к какой бы то ни было группировке проб исчезают. Разнообразию генетических горизонтов почв и геохимических процессов в разных ЭГЛ не позволяет проявиться каким-либо «сквозным» тенденциям к кластеризации CoDa проб. Однако, начиная с 50 см (группы «50–100» и «>100») снова появляется тенденция к группированию точек CoDa, которая усиливается с глубиной. Не сложно догадаться, что точки CoDa на графиках начинают концентрироваться в области «TR», что отражает влияние природной минералогической основы. Из выше изложенного можно сделать простой вывод: в условиях территории «субурбия Киевского мегаполиса – юг Киевского Полесья» химический состав проб почв, отобранных формально «послоеве» в диапазоне 10–50 см, без привязки к генетическим почвенным горизонтам, в общем случае может свидетельствовать о каких угодно геохимических процессах, особенностях, закономерностях. Пробы же отобранные до глубины 10 см и глубже 50 см, с высокой степенью вероятности свидетельствуют о процессах атмосферного загрязнения и особенностях биогенеза в первом случае, и о влиянии природной литогенной основы – во втором.

1. Геостатистика и география почв / Отв. ред. П.В. Красильников. М.: Наука, 2007. 175 с.

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

3. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 426 с.

4. Aitchison J., Greenacre M. Biplot of compositional data// Applied Statistics. 2002. Vol. 51. P. 375–392.

5. Martín-Fernández J. A., Daunis-i-Estadella J., Tutyunnik Y. G. Experiencia del estudio geoestadístico de composición química de suelos, de los indicadores de factores y de las condiciones geoquímicas: Report de Recerca IMA 04-01-RR. Girona: Universitat de Girona, 2004. 50 p.

## РАЗВИТИЕ СЕРОВОДОРОДНОЙ ОБСТАНОВКИ В ТАЁЖНЫХ ЛАНДШАФТАХ ВЕРХНЕГО ПРИКАМЬЯ В УСЛОВИЯХ ТЕХНОГЕННОГО ГАЛОГЕНЕЗА

Е. А. Хайрулина, Н. Г. Максимович

Естественнонаучный институт Пермского государственного национального исследовательского университета,  
ул. Генкеля 4, 614990 Пермь, Российская Федерация; elenakhay@gmail.com

Процессы восстановления S сульфатов до  $H_2S$  и образования сульфидов – сульфидогенез – широко распространены в донных отложениях солоноватых и солёных озерах и солончаково-болотных почвах. В почвах данный процесс активизируется при поступлении обогащённых сульфатами подземных вод к поверхности. С активным участием сульфатредуцирующих бактерий происходит образование сульфидов. При взаимодействии сульфидов с уголекислотой, выделяющейся при разложении органических остатков, образуются уголекислые соли и  $H_2S$ . Данные процессы чаще всего встречаются в аридных экосистемах и сопровождаются современными процессами галогенеза.

В результате техногенной деятельности процессы сульфидогенеза могут встречаться в аутоморфных и гидроморфных почвах таёжных ландшафтов. Формирование сероводородной обстановки в южнотаёжных ландшафтах Пермского края описано Н. П. Солнцевой и др. [1] в связи с поступлением высокоминерализованных вод в результате нефтедобычи.

При разработке месторождений солей этот вопрос мало изучен. Техногенный галогенез на разрабатываемых месторождениях солей отличается большей интенсивностью проявления и геохимической спецификой техногенных потоков, которые в свою очередь могут активизировать процессы сульфидогенеза.

Развитие сероводородной обстановки в гидроморфных почвах южнотаёжных ландшафтах Верхнего Прикамья были рассмотрены 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. Геологические запасы представлены карналитовой породой, сильвинитами и каменной солью. Перекрывающими и вмещающими являются сульфатные и карбонатные породы. Месторождение относится к хлоридному типу. Содержание KCl в руде 18–34 %,  $MgCl_2$  20–25 %. Калийно-магниевые соли обогащены до промышленных значений Br и оксидом Rb. Площадь месторождения составляет 6,5 тыс. км<sup>2</sup>. Промышленное освоение месторождения началось в 1930-е гг. Добытая руда обогащается флотационным способом на обогатительных фабриках.

В процессе разработки месторождения на поверхности складированы огромные объёмы вмещающих пород и отходы калийного производства разного фазового состава. До 70 % всей добытой руды поступает в шламохранилища, солеотвалы и рассолосборники. Твёрдые галитовые отходы поступают в солеотвалы. В их составе содержание NaCl составляет более 90 %. Глинистый материал, вещество нерастворимого остатка в виде глинисто-солевого шлама и избыточные рассолы поступают в шламохранилище. Глинисто-солевые шламы состоят из водорастворимых солей и нерастворимого глинистого осадка.

Атмосферные осадки и рассолы фильтруются сквозь тело солеотвала и шламохранилища, формируют техногенные хлоридно-натриевые фильтрационные стоки с минерализацией до 300 г/л и нейтральным рН. Фильтрационные стоки с отвалов и шламохранилищ поступают в подземные воды, определяя трансформацию химического состава приповерхностной гидросферы на значительной территории: смену гидрокарбонатно-кальциевого типа поверхностных и подземных вод на хлоридно-натриевый. В районах расположения объектов хвостового хозяйства калийных предприятий и в местах близкого залегания высокоминерализованных подземных вод формируются очаги засоления почвенного покрова [2].

Исследование формирования сероводородной обстановки в почвах и донных отложениях в условиях техногенного галогенеза были выполнены в долине р. Ленва, являющейся притоком р. Камы (Камского водохранилища). Эколого-геохимическая обстановка этой долины определяется поступлением фильтрационных сточных вод от шламохранилищ и солеотвала двух калийных предприятий.

Засолённые воды разгружаются субаквально в русло реки и в виде восходящих родников, в том числе и на противоположном берегу реки. Это обусловлено тем, что борт долины реки, где расположено шламохранилище, сложен глинистыми породами, затрудняющими разгрузку.

В долине р. Ленва представлены отложения четвертичной (аллювиально-делювиальными песками мелкими, суглинками, элювиально-делювиальными глинами дресвяными, элювиальными дресвяно-щебёнистыми грунтами) и пермской системой (переслаивающимися алевролитами и песчаниками). Подземные воды залегают на глубинах 0,0–3,0 м, приурочены в основном к четвертичным отложениям поймы. До техногенного воздействия подземные и поверхностные воды соответствовали типу гидрокарбонатно-кальциевые, пресные с минерализацией 0,23–0,50 г/л. Зональный почвенный покров представлен дерново-подзолистыми и подзолистыми почвами, в долине реки развиты смыто-намыто-долинно-приречные и аллювиальные дерновые заболоченные почвы.

Отбор проб донных отложений производился в пунктах гидрохимического наблюдения. Почвенные образцы отбирались в местах развития сероводородной обстановки по горизонтам. Определение анионно-катионного состава выполнено методом капиллярного электрофореза. Выполнение минерального анализа почв и донных отложений осуществлялось в секторе наноминералогии ПГНИУ. Содержание  $H_2S$  в почвах и донных отложениях определялось титриметрическим методом.

В результате поступления высокоминерализованных поверхностных и подземных вод в долине р. Ленвы сформировались специфические солончаковые ландшафты. Минерализация вод р. Ленвы изменяется на своём протяжении от 3 г/л до 18 г/л. Более половины от общей минерализации составляют хлориды. В водной вытяжке донных отложениях также преобладают хлориды с максимальным содержанием 33 г/кг. Максимальные значения Na 13 г/кг, K 3,4 г/кг, pH 7,2. Превышения над фоновыми значениями составляют для  $Na^+$  137 раз,  $Cl^-$  – 131,  $K^+$  – 130,  $SO_4^{2-}$  – 79. В подземных и поверхностных водах в районе шламохранилища наблюдаются повышенные концентрации соединений N, что может способствовать активизации микробиологических процессов.

В почвах максимальные значения содержания  $Cl^-$  (свыше 160 г/л) приурочены к местам близкого залегания высокоминерализованных подземных вод, что свидетельствует о развитии процессов техногенного галогенеза. Наряду с высоким содержанием хлоридов содержание сульфатов в верхнем почвенном горизонте достигает 7 г/л. Коэффициент корреляции (r) между содержанием  $SO_4^{2-}$  и  $Cl^-$  в почвах составляет +0,86.

В местах близкого залегания подземных вод на поверхности почвенного покрова сформировались пятна охристого цвета с отсутствием растительного покрова. Протяжённость данных проявлений в долине р. Ленвы составляет более 3 км. Под маломощным горизонтом мощностью 3–5 см охристого цвета залегает чёрная гелеобразная масса с характерным запахом  $H_2S$ . Мощность сероводородного горизонта составляет от 5 до 30 см. В нём встречаются слаборазложившиеся растительные остатки.

Анализ содержания  $H_2S$  в почвах в местах площадной разгрузки высокоминерализованных подземных вод в долине р. Ленва показал увеличение концентрации  $H_2S$  до 17,00 мг/кг. Значение показателя Eh изменяется от –198 до –249, что свидетельствует о развитии резко восстановительных условий. В донных отложениях содержание  $H_2S$  достигает значения 23 мг/кг. Наши наблюдения в течение 2013–2016 гг. показали, что данный горизонт крайне неустойчивый. Его мощность меняется в зависимости от количества осадков в период исследования и уровня подземных вод.

Нижележащий горизонт представлен глеевой обстановкой. Низкое содержание органики на глубине 40–80 см ограничивает развитие сульфатредуцирующих бактерий и сероводородная обстановка не формируется.

Микробиологическая деятельность способствует образованию в почвах и донных отложениях сульфида Fe. Анализ минерального состава показал, что содержание железистых образований достигает 80 % от нерастворимой части пробы, что свидетельствует о преобладании минералов Fe. Источником Fe в почвах выступают обогащенные им почвообразующие породы и техногенные стоки.

Вероятней всего в гидроморфных почвах ниже окислительного барьера происходит формирование гидротроилитового горизонта. В природных условиях гидротроилит – водный сульфид Fe – образуется в сульфатных водоёмах степной и пустынной зон [3], где развивается десульфуризация и продуцируется  $H_2S$ .

Техногенные потоки вещества, образующиеся в результате разработки месторождения калийных солей, являются причиной развития современного галогенеза в гумидных ландшафтах. Высокое содержание в поверхностных и подземных водах сульфатов, соединений N и Fe в минералах почв и

горных пород, микробиологическая деятельность активизируют процессы сульфидогенеза в верхних горизонтах гидроморфных почв и донных отложений.

Работа поддержана грантом РФФИ 15-05-07461.

1. Солнцева Н. П., Садов А. П. Техногенный галогенез в районах добычи углеводородного сырья и эволюция солевых ореолов // География, общество, окружающая среда. Том IV: Природно-антропогенные процессы и экологический риск / под ред. проф. С. М. Малхазовой и проф. Р. С. Чалова. М.: «Издательский Дом «Городец», 2004. С. 427–447.

2. Хайрулина Е. А. Техногенная трансформация ландшафтно-геохимических процессов в районе добычи калийно-магниевых солей // Теоретическая и прикладная экология. 2014. № 3. С. 41–45.

3. Касимов Н. С. Геохимия степных и пустынных ландшафтов. М.: Изд-во МГУ, 1988. 253 с.

UDC 550.4

## ECOLOGICAL CONDITION OF ENVIRONMENT OBJECTS OF UKRAINE'S URBAN AGGLOMERATIONS

**Iu. Iu. Voitiuk, K. S. Zlobina, I. V. Kuraieva**

Institute of geochemistry, mineralogy and ore formation of the NAS of Ukraine,  
Ac. Palladin Ave. 34, 03680 Kyiv, Ukraine; kuraieva@nas.gov.ua

The important feature of humanity development on the modern stage is an acceleration of urbanization process. Areas of urban agglomerations grow constantly. The increase of urban population results in forming of new methods of co-operation in the man-environment system.

Urbanization has global character and it is the factor of substantial transformation of geological environment. This process result in formation of urboecosystems.

The increase of city importance in man life causes the concentration of resources and their consumers on the relatively small areas of space. This results in the origin of disproportions in balance of the use and renewal of natural environment. In the world an about 80 % population lives in cities.

Eco-geochemical researches of environment objects of Ukraine carry out more than 30 years in the department of geochemistry of technogenic metals and analytical chemistry of M.P. Semenenko Institute of geochemistry, mineralogy and ore formation of NAS of Ukraine. Department stuff worked out innovative approaches for objective estimation the state of soils, vegetation, bottom deposits, surface and underground water.

On the basis of actual material and development scientists have been set indices and criteria of objective estimation of degree environment contaminations, which correspond to the European standards. On the basis of these indices mapping of enterprises influence of different industries (ferrous and nonferrous metallurgy, chemical industry, heat-power engineering) is conducted with using modern GIS-technologies. This work became basis for development of practical recommendations concerning validation of borders and placing of sanitary-hygienic areas and production capacities.

Concentration of chemical elements in samples was determined by classical geochemical and modern methods on mass spectrometer with inductively coupled plasma (ICP-MS).

Spatial distribution of chemical elements in the objects of environment of Ukraine's different regions has been obtained. They can serve as basis for further researches concerning selection ecologically dangerous territories. Aim of these researches are development of single integral approach connected with eco-geochemical estimations of technogenic contaminated territories. This approach will allow to form the scientifically-reasonable practically effective system of selection of ecological risk areas.

Ukraine behaves to territories with the strong technogenic loading, especially contaminated south-east territories of Ukraine. For example, soil near ferrous metallurgy enterprises in Mariupol characterized by strong dangerous poly elements (Mn, Ni, Co, V, Cr, Mo, Cu, Pb, Zn, Sn) contamination. The increase of content of heavy metals in such soils of the affected of enterprises of ferrous metallurgy zones and change of physical and chemical properties of soils (pH, cation-exchange capacity, content of organic matter) results in more active migration of heavy metals from soil to a vegetation and violation of specific composition of soil microbiota. Research of soil microbiota can be used as an additional criterion for the bioindication of contamination of soils.

Special attention was paid to investigation of regularities of heavy metals distribution in «Sumyteploenergo Ltd.» affected area. Based on an analysis of the total indicator of pollution were defined that the level of soil's pollution in the central part of the city is lower than average values. They have following association – Pb (3,4) > Cr (2,9) > Cu (2,2) > Ni (2,1) > Co (1,8). Soils in the “Sumyteploenergo Ltd.” main building affected area are characterized by middle (moderately hazardous) level of pollution, but soils near slurry tanks have high (hazardous) level of pollution with heavy metals. In surface water of Psel river in «Sumyteploenergo Ltd.» affected area the content of Cu, Zn, Mn, Ni, Cr, V is much higher than in outside water objects.

The special attention was spared for Kyiv's eco-geochemical researches. Technogenic-geochemical anomalies of first and second classes of danger elements (mercury, cadmium, lead, copper and other) are studied. These elements situated near territory of "Radical" and "Energy" factories and "West" enterprise.

Among aquatic objects most contaminated are Lybid' river, Nizhnij Tel'bin lake, Verbnoe lake, Pljahovoj brook and other. Unfortunately, in connection with the considerable technogenic loading, head water contain considerable content of heavy metals and petroleum product.

In such circumstances the significance of artesian underwaters for a drinking water supply increases. They are the strategic supply of fresh waters of high drinkable quality.

New data concerning distribution of Ca, Mg, Na, K, Cl, SO<sub>4</sub>, HCO<sub>3</sub>, Ba, Cr, Ag, Fe, Mn, Cu, Sr, Mo, V, Ni, Zn, Cd, Ti, Zr, Ce, Sc, La, Y, Yb in pump room water have been obtained. Enhanced contents of Na and Cl are revealed in north-eastern part of Kyiv. Distribution charts of basic macroelements and trace elements on territory of the city were built using facilities of geoinformation system. Biologically significant concentrations of chemical elements for ecogeochemical quality assessment of pump room water has been calculated.

Conclusions and their analysis of this investigation give the main representation of peculiarities of heavy metals pollution in different industrial areas of urban territory.

In the study area some industrial zones were defined, which are characterized by special chemical elements pollution and peculiarities of their distribution.

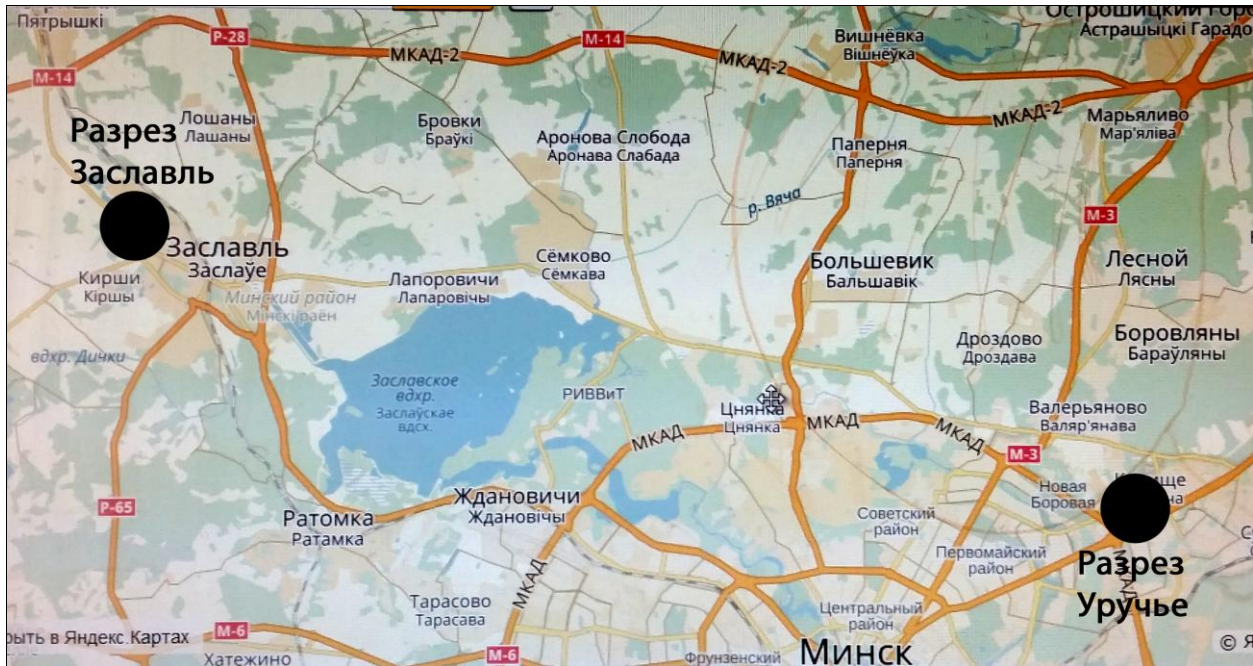
Investigation of environmental objects showed the strong relations between specializing of industrial production and defined geochemical associations of chemical elements and their distribution.

This important not only for determination the main sources of heavy metals, but for environmental protection activities.

Investigation of heavy metals distribution peculiarities in soils, vegetation and surface waters gives abilities for determination anomalous fields and making prognosis of ecological risks.

Eco-geochemical researches must have complex character with interconnection of different profile specialists – biology, medicine, geography, agricultural chemistry and others.

# ПОЗДНИЙ ПЛЕЙСТОЦЕН В ОКРЕСТНОСТЯХ г. МИНСКА (путеводитель экскурсии)



## РАЗРЕЗ УРУЧЬЕ

А. Ф. Санько<sup>1</sup>, А. Н. Мотузко<sup>1</sup>, Д. Л. Иванов<sup>1</sup>, А. К. Карабанов<sup>2</sup>, Т. В. Якубовская<sup>3</sup>,  
Т. Б. Рылова<sup>3</sup>, С. В. Демидова<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Белорусский государственный университет, географический факультет, пр. Независимости 4,  
220030 Минск, Республика Беларусь; sankoaf@tut.by

<sup>2</sup> Институт природопользования НАН Беларуси, ул. Ф. Скорины 10,  
220114 Минск, Республика Беларусь

<sup>3</sup> Филиал «Институт геологии» Государственного предприятия «НПЦ по геологии»,  
ул. Купревича 7, 220141 Минск, Республика Беларусь

*Находка останков лесного слона в Уручье.* При строительстве метро Уручье в г. Минске на пересечении пр. Независимости и ул. Руссиянова (рис. 1) с глубины приблизительно 8 м была поднята кость длиной более 1 м. и диаметром около 30 см, принадлежащая по первому впечатлению мамонту. Рядом с плечевой костью обнаружены обломки рёбер, позвонка животного и его позвоночный диск. Они находились в гумусированных озёрных отложениях, сильно насыщенных мелкими раковинами моллюсков. Археологи Института истории НАН Беларуси осмотрели находку и предположили, что остатки принадлежат мамонту. Однако дальнейшие исследования показали, что речь идет об останках слона лесного [6]

Как оказалось, кости лесного слона являются первой находкой на территории Беларуси. Находка лесного слона вызвала определённый интерес среди специалистов. Дополнительными исследованиями установлено, что остатки скелета лесного слона, а также некоторых других животных в местонахождении Уручье были захоронены в отложениях муравинского межледникового. Это межледниковье, по данным палеонтологических исследований на территории Беларуси, было одним из самых тёплых межледниковий плейстоцена, климатические условия которого соответствовали нынешней природной зоне широколиственных лесов Европы. Расчёты, выполненные В. И. Назаровым [8], показывают, что превышение среднемесячных температур самого тёплого времени года над современными могли составлять 4,5 °С, а самого холодного 5 °С, но годовая сумма осадков была на 100 мм меньше. Палинологи Т. Б. Рылова и И. Е. Савченко [9] приводят близкие параметры среднемесячных температур для экстремумов года оптимума муравин-



ского межледниковья. По их данным, температуры самого тёплого летнего месяца для палинозоны R PAZ nr 5 *Tilia–Corylus–Carpinus* составляли +17...+24,5 °С и могли превышать максимальные современные на 6 °С, а минимальные зимние определены в пределах +4,5...– 5 °С и были близки к современным.

Палеолоксодоны (лесные слоны) относятся к отряду хоботных, к которому принадлежат и мамонты, но лесные слоны были выше (веса около 10 т и достигали в высоту 4 м) и стройнее мамонтов-самцов, т. к. питались листьями с деревьев, а не подножным кормом.



Рисунок 1 – На этом месте в Уручье приблизительно 110 тыс. лет назад (муравинское межледниковье) существовало озеро, в котором утонул лесной слон *Palaeoloxodon antiquus* (Falconer et Cautley)

Археологов подобные находки интересуют в первую очередь потому, что рядом с ними часто обнаруживаются следы древнего человека. Останки лесного слона были обнаружены в Великобритании во время проведения ремонтных работ при обслуживании железнодорожного туннеля под Ла-Маншем. Группа палеонтологов, выехавшая на место, выяснила, что кости и зубы принадлежат именно вымершему лесному слону *Palaeoloxodon antiquus*. Учёные предположили, что слон умер неестественной смертью. Правда, в отличие от случая с минской находкой, случилось это гораздо раньше – около 400 тыс. л. н. На основе найденных рядом с останками слона кремниевыми инструментами и останками более мелких животных, английские палеонтологи сделали вывод, что была обнаружена стоянка гейдельбергского человека – *Homo heidelbergensis* [16].

Гибель минского лесного слона могла произойти по нескольким причинам: естественная причина (старость); несчастный случай (топкое болото); от рук древнего человека.

Оценить возможные причины гибели лесного слона можно исходя из данных геологических и палеонтологических исследований.

*Геологическое строение.* На схематических геологических профилях (рис. 2–3) видно, что костные остатки лесного слона и других животных найдены в прибрежных частях озера – кости лесного слона, бизона и благородного оленя вблизи берегов водоёма, существовавшего во время муравинского межледниковья, а северного оленя и мамонта – у берега водоёма поозерского времени.

Палеоводоём, в отложениях которого сформировалось уникальное для всей Европы местонахождение фауны крупных млекопитающих, существовал длительное время – в течение муравинского межледниковья и всего поозёрского оледенения, а также в голоцене. На месте погребённых отложений этого водоёма находятся верховья современной долины р. Слепня.

Древний водоем в современном рельефе приурочен к Слепянской ложбине стока талых ледниковых вод, в бортах которой и под отложениями водоёма вскрыты аккумуляции припятского оледенения. Материалы бурения УП «Геосервис» показывают, что на территории микрорайонов Уручье и Восток г. Минска существовала цепочка проточных неоплейстоценовых и, возможно, более древних водоёмов, приуроченных к Слепянской ложбине. Ложбина пройдена скважинами на глубину более 59 м, но днище ее не вскрыто.

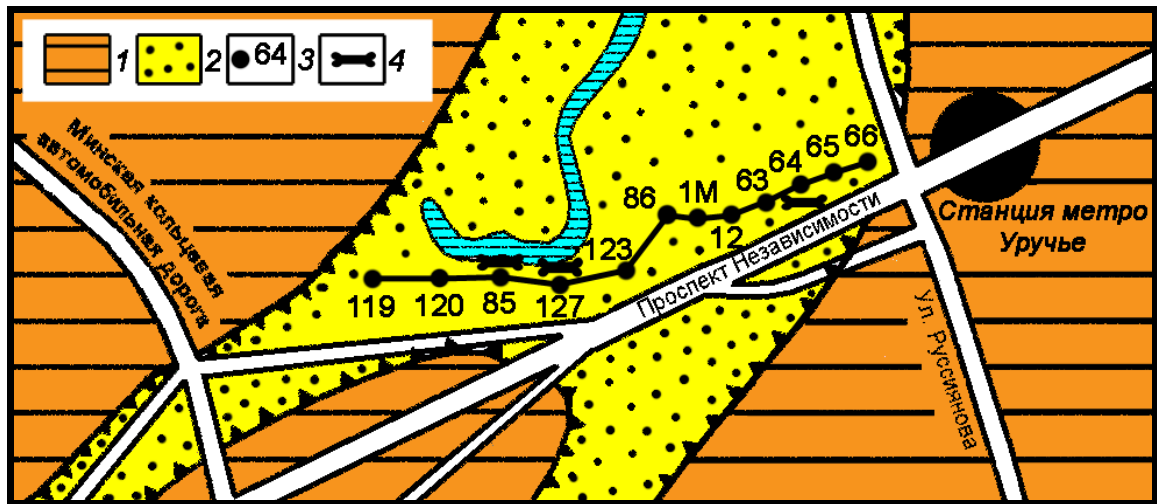


Рисунок 2 – Схема расположения местонахождения ископаемой фауны Уручье и линии геологического профиля (составил А. Ф. Санько)

1 – водосборная площадь Минской возвышенности; 2 – долинообразное понижение рельефа с водотоком в верховьях р. Слепня; 3 – скважина и её номер; 4 – местонахождение костей млекопитающих.

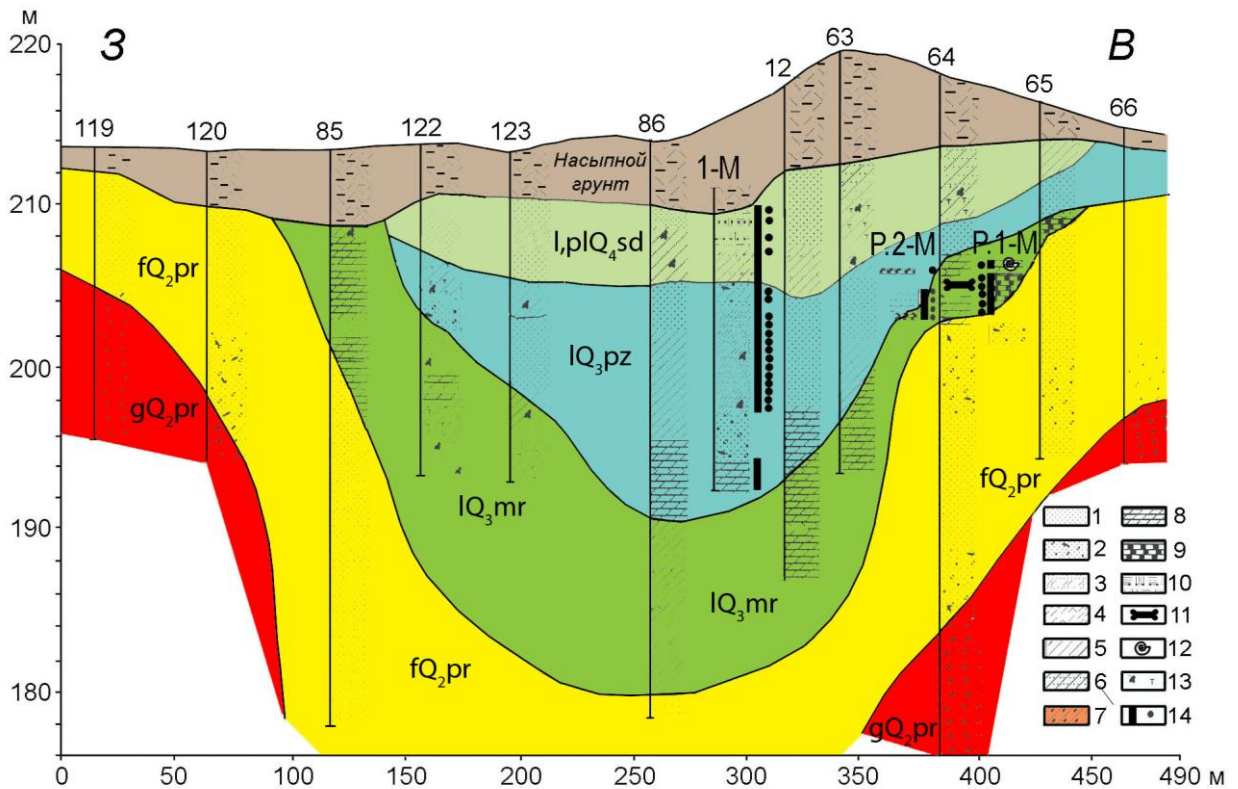


Рисунок 3 – Схематический геологический профиль вдоль трассы метро к западу от станции Уручье (составила Т. В. Якубовская)

1 – песок; 2 – песок с гравием и галькой; 3 – супесь тонкая с прослойками песка; 4 – супесь диатомовая; 5 – суглинок; 6 – суглинок с прослойками песка; 7 – супесь и суглинок моренные; 8 – мергель; 9 – сапропелит карбонатный; 10 – торф запесоченный; 11 – места нахождения останков животных; 12 – раковины моллюсков; 13 – макроостатки растений и торфянистость; 14 – пробы для спорово-пыльцевого, диатомового и палеокарпологического анализов; gQ<sub>2</sub>pr – морена припятского оледенения; fQ<sub>2</sub>pr – водно-ледниковые отложения припятского оледенения; IQ<sub>3</sub>mr – озёрные отложения муравинского межледникоца; IQ<sub>3</sub>pz – озёрные и аллювиальные отложения поозёрского времени; I,plQ<sub>4</sub>sd – озёрные и болотные отложения судобльского горизонта (голоцена)

Мощность муравинских, поозёрских и голоценовых отложений, заполняющих погребенную озёрную котловину на дне ледниковой ложбины в Уручье, составляет 30 м, ширина котловины по линии геологического профиля около 350 м. Отложения межледникового времени карбонатные и представлены мергелем и суглинком с растительными остатками, у берегов – глинистым сапропелитом. Общая мощность этих отложений до 14 м (скв. 86). Аккумуляции поозёрского времени, как правило, некарбонатные, состоят из тонкой и грубой супеси и суглинка, переслаивающихся с песком крупно- и разномерным. В основании и в верхней части отложений присутствуют галька и гравий. Примечательно, что слой грубой, зеленовато-серой супеси (0,4 м), насыщенной гравием и галькой, вскрытый скв. 1-М в верхней части поозёрской толщи, имеет мареноподобный габитус, и, вероятно, представляет собой продукт солифлюкции, образовавшийся во время заключительной (максимальной для Беларуси) стадии поозёрского оледенения. Мощность отложений, соответствующих всему поозёрскому времени, около 13 м. Осадки в основании этой толщи по генезису и габитусу не отличаются от муравинских – их образуют мергелеподобные осадки (скв. 86, 1-М). Голоценовые отложения представлены песком с гравием и галькой в основании, переходящих сверху в слоистые суглинки и супеси, а также оторфованную супесь и торф. Их общая мощность – более 5,0 м.

Приведённый обзор геологической ситуации на местонахождении фауны млекопитающих Уручье по профилю, построенному вдоль трассы строящегося метро, показал, что в отложениях, вскрытых котлованом и скважинами, заключена геологическая летопись верхнего плейстоцена и голоцена, что усиливает уникальность этого местонахождения.

*Териология.* Остатки скелета слона рода *Palaeoloxodon* Matsumoto, 1924 на территории Беларуси обнаружены впервые в местонахождении Уручье. Этих животных называют древними, или лесными слонами (рис. 4). История их развития очень длительная. Считается, что в Европу лесные слоны рода *Palaeoloxodon* проникли в начале среднего плейстоцена. Самым древним на сегодняшний день признается местонахождение в аллювиальных отложениях близ селения Капалио (Южная Тоскана, Италия), возраст которого 0,9–0,65 млн лет. В Европе вид впервые установлен близко к временному уровню 700 тыс. лет. Он населял её западные регионы и дожил до голоцена: фаунистический комплекс из местонахождения Сан-Сидеро 3 (Италия) с остатками *P. antiquus* имеет возраст  $10\,280 \pm 100$  лет. [12]. Ареал *P. antiquus* соответствовал лесной зоне и в ледниковые эпохи он сдвигался к югу. В межледниковые эпохи имели место две миграционные волны за пределы территории Западной Европы. Первая волна относится к александрийскому межледниковью, около 427–364 тыс. л. н. [4]. Тогда палеолоксодонтные слоны вслед за расширяющейся зоной смешанных и широколиственных лесов проникли в Восточную Европу до Урала, в низовье Волги и даже в Закавказье. Вторая миграция на восток происходила в муравинское межледниковье, что зафиксировано всего в трёх местонахождениях – в г. Варшаве (Польша) [13], Шкурлат I (Воронежская обл. России) и в карьере Гирей (Краснодарский край, Россия) [1].

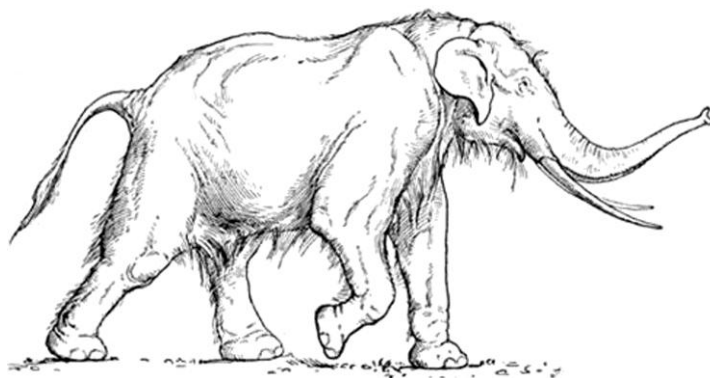


Рисунок 4 – Репродукция лесного слона *Palaeoloxodon antiquus* (Falconer et Cautley)

Таким образом, остатки лесного слона *P. antiquus*, обнаруженные при строительстве метро в г. Минске, – это самая северная и четвёртая находка животного муравинского (земского) возраста в восточной части его плейстоценового ареала. Ценностью данного местонахождения является то, что

были найдены остатки скелета лесного слона. Приблизительно такой же сохранности скелет этого животного обнаружен в Варшаве.

Предварительное исследование морфологии зубов *P antiquus* дало следующие результаты. Бивень с альвеолярной частью имеет длину 2 100 мм, от альвеолы он слегка выгнут вниз и немного загибается в передней части внутрь. Внутренняя передняя часть его стерта и имеет лопатообразный вид. Правый М<sub>3</sub> имеет длину коронки 332 мм, ширину 98,4 мм, высоту 162 мм. Количество пластин на М<sub>3</sub> равно 21. Частота пластин на 10 см – 5,5–6. Эмаль на жевательной поверхности зуба образует крупные складки в средней части пластин. Боковые части пластин имеют прямую эмаль. Толщина эмали в пределах 2,8–3,2 мм. Эмалевый синус выражен слабо только в задней части стертых пластинах. Морфологическое строение описанного М<sub>3</sub> и других сохранившихся коренных зубов лесного слона из минского метро идентично строению коренных зубов слона из г. Варшавы. Отличительной чертой минского слона является толстая эмаль на зубах, в то время как у варшавского слона она была значительно тоньше. Слоны из г. Варшавы и г. Минска близки по морфологии зубов к лесным слонам *P. antiquus germanicus* (Stefnescu) из эмских (муравинских) отложений местонахождений Тангану (Румыния) и Таубах и Веймар (Германия).

**Палинология.** Из расчистки 1-М, заложенной рядом с местонахождением черепа слона, методом палинологического анализа изучено 20 проб из отложений мощностью 2,7 м. На спорово-пыльцевой диаграмме выделены 7 локальных пыльцевых зон, состав которых позволяет коррелировать их с региональными пыльцевыми зонами mr3-mr9 муравинского межледниковогоья Беларуси (рис. 5).

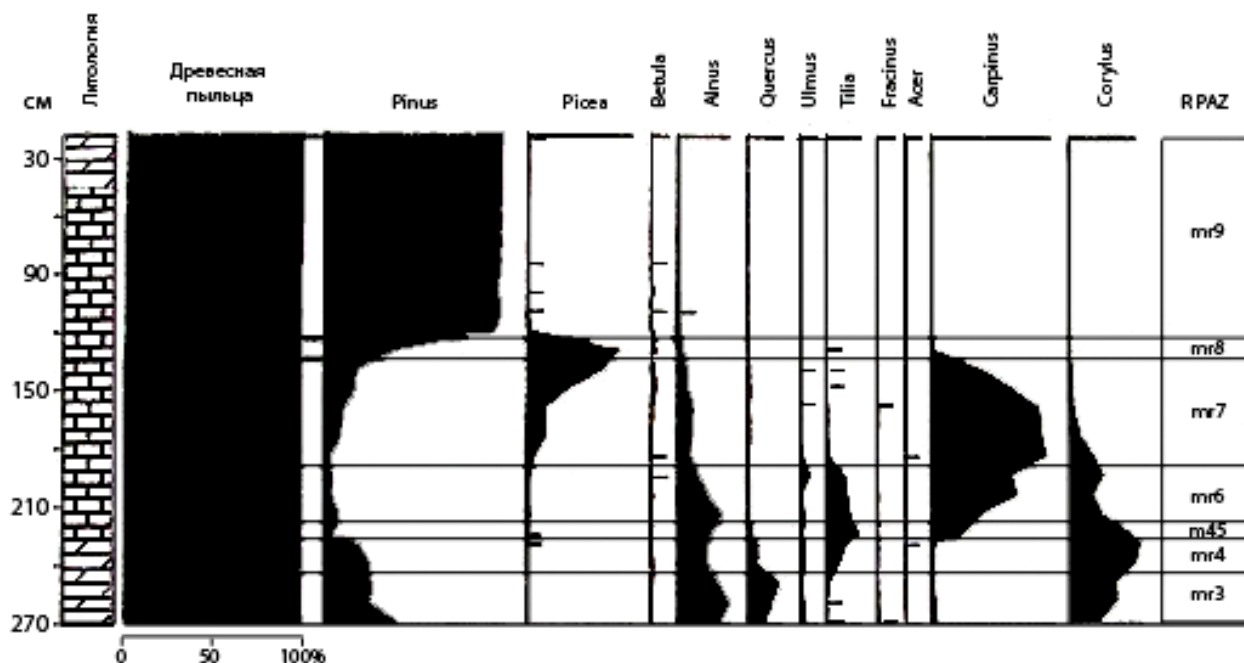


Рисунок 5 – Пыльцевая диаграмма муравинских межледниковых отложений, вскрытых расчисткой 1-М в районе станции метро Уручье в г. Минске (анализ выполнен Т. Б. Рыловой)

Полученные данные показали, что лесной слон обитал на территории Беларуси во время климатического оптимума муравинского межледниковогоья, когда произрастали леса из дуба, вяза, липы, клена, ясеня, граба, лещины и других пород.

**Палекарпология.** В результате палеокарпологических исследований [11] было уточнено, что остатки лесного слона приурочены к отложениям конца климатического оптимума. Во флоре оптимума, полученной из отложений нижнего в расч. 1-М мергеля и слоя в 0,6 м перекрывающего его сапропелита, а также из аналогичных отложений в основании расч. 2-М (0,45 м), наиболее многочисленны плоды и семена широколиственных деревьев – *Carpinus betulus* L. (рис. 6), *Tilia tomentosa* Moench, *Acer campestre* L., *A. platanoides* L., *A. tataricum* L., а также *Corylus avellana* L., *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn., встречаются шишки, семена и пучки хвои *Pinus sylvestris* L., а в нижних и верхнем образцах – семена и хвоя *Picea abies* (L.) Karst. Преобладание среди макроостатков древесной растительности

широколиственных пород – характерная особенность ископаемой макрофлоры из отложений климатического оптимума муравинского межледниковья. В травянистой водной и прибрежной растительности также представлены компоненты группировок этого межледниковья – *Caulinia flexilis* Willd. и *Cladium mariscus* (L.) Pohl – современные виды, а также *Potamogeton marginatus* Dorof. – вымерший вид, все они появились во флоре на территории Беларуси во время муравинского межледниковья.



Рисунок 6 – Плод *Carpinus betulus* L. из муравинских отложений разреза Уручье

Остатки бизона сопряжены с отложениями начала раннепоозёрского времени, когда на смену лесным формировались открытые ландшафты. Образец породы, вмещающей кости бизона (отобран А. Д. Писаненко) и два верхних образца из трёх, взятых нами, содержали остатки лишь кустарниковых берёз *Betula humilis* Schrank и *B. cf. nana* L. и травянистых водных и прибрежных растений, среди которых преобладали *Zannichellia palustris* L., *Potamogeton filiformis* Pers. с *P. vaginatus* Turcz. и *Batrachium* sp. div., на болотах появилась *Selaginella selaginoides* (L.) P. Beauv. ex Schrank et Mart. В нижнем образце выявлена флора самого конца муравинского межледниковья, когда в приозёрных светлохвойных лесах получили преобладание *Larix cf. decidua* Mill. и *Betula* ex sect. *Albae*, а в водоёме ещё встречались типичные представители муравинского межледниковья – разнообразные рдесты, *Najas marina* L., *Caulinia flexilis* Willd., *Ceratophyllum demersum* L. и очень характерный для этого времени в данном местонахождении *C. pentacanthum* Haun. с пятью шипами, отсутствующий в современной флоре Беларуси (ЭПБ. Т. 4. 1985). Но в этом образце представлены в большом количестве остатки характерных для раннепоозерского времени *Zannichellia palustris* L., *Potamogeton filiformis* Pers. и *Batrachium* sp. div. К переходной от межледниковой к раннеледниковой поозерской относится также флора из верхнего образца расч. 1-М.

В отложениях раннепоозёрского времени в месте находки костей **северного оленя** представлена бедная макрофлора с преобладанием *Potamogeton filiformis* Pers. и *Batrachium* sp. Аналогичные отложения из расч. 2-М (в 7 м восточнее первой точки) представлены лишь в самом верхнем образце, в котором обнаружены те же преобладающие компоненты водных фитоценозов – *Potamogeton filiformis* Pers. с *P. vaginatus* Turcz. и *Batrachium* sp.

**Диатомовый анализ.** Остатки диатомовых водорослей изучались из тех же образцов, откуда получены пыльца и споры. Систематический состав изученной диатомовой флоры включает 125 видов и внутривидовых таксонов. В целом выявлен планктонно-донно-эпифитный комплекс диатомей, в составе которого содержание планктонных видов варьирует от 2,5 до 31,5 %, донных – от 24 до 61,1 %, обрастателей – от 32,7 до 74,6 %. Приведённые данные свидетельствуют о неглубоком характере ископаемого озера, изученные осадки принадлежат к фациям мелководной литорали. Позднеплейстоценовый муравинский возраст выявленной диатомовой флоры и её межледниковый характер не вызывает сомнения. В составе изученной флоры диатомовых водорослей отсутствуют вымершие таксоны, однако характерно присутствие показательного для позднего плейстоцена Европы вида *Gomphocymbella ancyli* (Cleve) Hust., предпочитающего карбонатные воды олиготрофных озёр. Кроме того, у представителей диатомовой флоры исследованного разреза не отмечены какие-либо морфологические отклонения по сравнению с современными видами. Изученная диатомовая флора самого конца климатического оптимума и заключительных фаз муравинского межледниковья вполне сопоставима с сообществами диатомей, выделенными из верхних частей разрезов Владыки, Боровики и Черноосово [15].

**Малакофауна.** Фауна моллюсков, выявленная на местонахождении лесного слона и бизона, принадлежит к пресноводным озёрно-болотным фаунам межледникового типа. Раковины наземных видов попали в захоронение в результате смыва их со склонов озера дождевыми водами. Раковины пресноводных моллюсков не переотложены, однако их состав изменчив, свидетельствующий о смене режима водоёма. Чаще в ассоциации содержатся виды, предпочитающие воды сильно проточного водоёма с участием реофильных моллюсков *Dreissena polymorpha* (Pallas), *Lithoglyphus naticoides* (Pfeiffer), *Unio* sp. Когда озеро становилось непроточным, в нём развитие получала ассоциация с доминированием плоской затворки *Valvata cristata* Müller. При накопления мергеля на дне водоёма геохими-

ческая среда становилась неблагоприятной для сохранности раковин. От растворения уцелели лишь самые прочные остатки раковин – крышечки *Bithynia tentaculata* (Linnaeus) (рис. 7).



Рисунок 7 – Раковины моллюсков из местонахождения лесного слона и бизона в Уручье  
1 – *Dreissena polymorpha* (Pallas) 2 – *Lithoglyphus naticoides* (Pfeiffer), 3 – *Bithynia tentaculata* (Linnaeus) – крышечка., 4 – *Valvata piscinalis* (Müller), 5 – *Valvata cristata* Müller

Возраст озёрных отложений, в которых обнаружены остатки лесного слона, определяется по фауне моллюсков однозначно как муравинский (эемский). Это следует из присутствия в отложениях погребённого уручского озера массового количества раковин понто-каспийского моллюска *Dreissena polymorpha* (Pallas). Из общего числа в 6 460 экз., выявленных в отложениях, почти половина (48,8 %) раковин принадлежит указанному виду. В плейстоцене ареал *D. polymorpha* (Pallas) охватывал территорию Беларуси только однажды – во время муравинского межледниковья [10], что и является важнейшим аргументом в пользу датирования фауносодержащих отложений. Интересно, что причиной расширения ареала *D. polymorpha* (Pallas) в центральную Беларусь в голоцене является не климатические изменения, а хозяйственная деятельность человека, точнее миграции людей в мезолите и неолите вверх по течению р. Днепр и его притоков. В голоцене речная дрейссена с помощью человека сумела преодолеть Черноморско-Балтийский водораздел, а в историческое время чрезвычайно широко расселилась в Европе и даже попала в Северную Америку.

Повышенная способность *D. polymorpha* (Pallas) к миграции на северном крае ареала, связанной с деятельностью человека, позволяет относить рассматриваемый вид к синантропным водным животным. Из этого следует важный вывод о том, что первая волна распространения речной дрейссены на территорию Беларуси во время муравинского межледниковья или в эпоху мустье также была обусловлена деятельностью человека. Следовательно, косвенные следы пребывания неандертальцев на территории Беларуси зафиксированы в пресноводной малакофауне по присутствию понто-каспийского вида *D. polymorpha* (Pallas). Возникает правомерный вопрос о причине смерти уручского лесного слона – можно ли связать гибель этого слона с охотой палеолитических людей? Однозначного ответа на этот вопрос пока нет, поскольку на местонахождении ещё не обнаружены артефакты. Вместе с тем, имеются некоторые аргументы, подтверждающие гибель слона в результате охоты мустьерского человека. Прежде всего, следует сказать, что слон погиб в зрелом возрасте (не от старости), так как зубы слона «не изъедены». Второй аргумент. На местонахождении слона в большом количестве встречаются угольки. Это говорит в пользу того, что древний человек умел использовать огонь и, вероятно, ел варёное мясо, а также, возможно, использовал огонь как средство охоты. Третий аргумент из области корреляций. Дело в том, что недавно британские археологи обнаружили на северо-западе графства Кент кости и бивни слона того же вида, жившего приблизительно 400 000 л. н. и убитого древними людьми гейдельбергского типа [16]. находка костей была сделана там также в озёрных отложениях при строительстве метро. Эти останки, судя по всему, являются наиболее ранним свидетельством убийства животного человеком ради мяса. Рядом с костями и бивнями были найдены каменные орудия труда, однако мясо добычи было съедено сырым, поскольку рядом со скелетом не обнаружены следы костра.

## РАЗРЕЗ ЗАСЛАВЛЬ

А. Ф. Санько<sup>1</sup>, А. К. Карабанов<sup>2</sup>, Я. К. Еловичева<sup>1</sup>, Г. И. Литвинюк<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Белорусский государственный университет, географический факультет, пр. Независимости 4, 220030 Минск, Республика Беларусь; sankoaf@tut.by

<sup>2</sup> Институт природопользования НАН Беларуси, ул. Ф. Скорины 10, 220114 Минск, Республика Беларусь

<sup>3</sup> Белорусский государственный педагогический университет, ул. Советская 18, 220030 Минск, Республика Беларусь

*Геологическое строение.* По морфологическому, генетическому и историческому признакам территория бывшего карьера и исследованное обнажение относится к Минской возвышенности, которая в свою очередь вместе с Ошмянскими грядями располагается в пределах Белорусской гряды. Один из наиболее полных разрезов муравинских озёрно-болотных отложений этой территории вскрыт в карьере у г. Заславль (рис. 8).

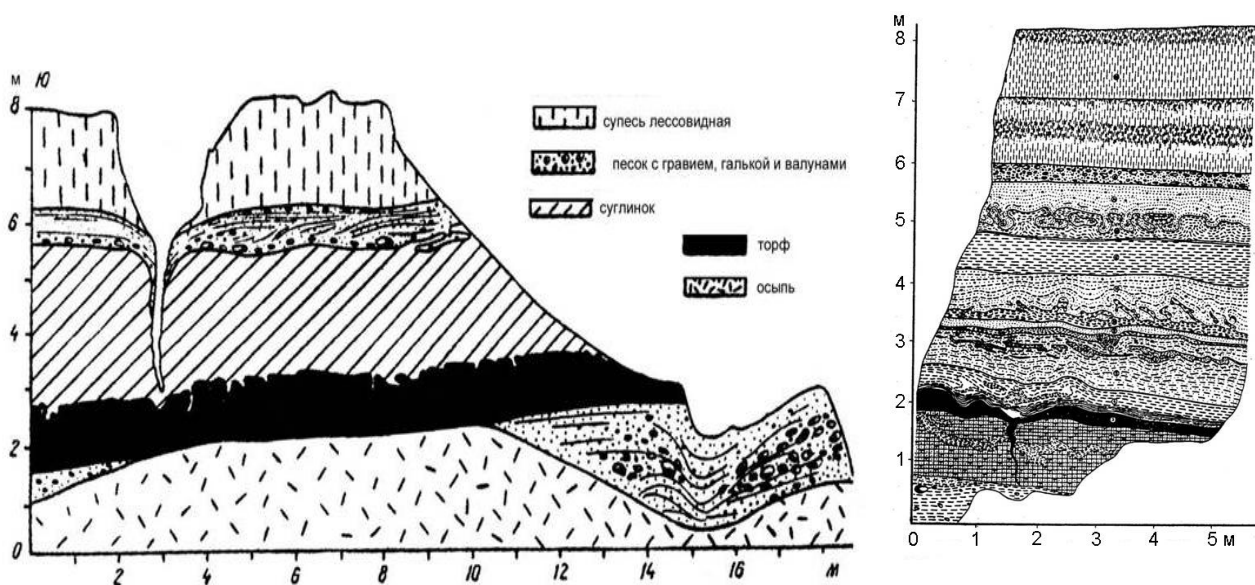


Рисунок 8 – Зарисовки муравинских и поозёрских отложений в карьере Заславль по данным [2], слева, [14], справа

Линзы озёрно-болотных накоплений располагаются в понижении рельефа с абсолютными отметками 235–240 м. Глубина карьера в местах, вскрывающих эти линзы, достигает до 12–14 м. В западной стенке карьера обнажаются озёрно-болотные слои, представленные плохо разложившимся плотным листоватым торфом, бурым до чёрного цвета, с обломками древесины и семенами ископаемых растений. На бортах под линзой торфа вскрыта моренная супесь, зеленовато-серая, бурая, сизовато-серая местами грубая. Озёрно-болотные отложения перекрыты толщей суглинков, разнозернистых песков и супесей мощностью до 4 м. Поверх них плащеобразно залегает супесь лессовидная.

Межледниковые линзы торфа были обнаружены в 1979 г. российским геологом-четвертичником Ю. А. Лаврушиным и белорусскими геологами Э. А. Левковым и А. К. Карабановым во время проведения полевых работ. С тех пор разрез изучался многими специалистами под общим руководством акад. Г. И. Горецкого.

Территория в окрестностях разреза представляет собой камово-зандровый ландшафт в полосе стока талых ледниковых вод ошмянской фазы днепровского (припятского) оледенения, тянущейся вдоль долины р. Свислочи. Холмы и выровненные участки между ними сложены толщей разнозернистых, грубых гравелистых с гравием и галькой и мелкозернистых песков, косослоистых в горизонтальных пачках мощностью 20–30 см. Слоистость падает на юго-восток. На склонах холмов на поверхности флювиогляциальных песков местами отмечались остатки межледниковой коры выветривания, разбитой системой ледяных клиньев глубиной до 2,0 м, заполненных песками, а в верхней части – лессовидных супесей (суглинков), которые плащом мощностью до 1,5–2,0 м покрывают средние

и нижние части склонов холмов. Лессовидные отложения имеют эолово-делювиальное происхождение. В них наблюдаются включения линзочек песка и изредка валунов до 20–30 см в поперечнике.

Условия залегания верхнеплейстоценовых отложений у г. Заславля в настоящее время можно наблюдать на восточной стенке бывшего песчаного карьера (рис. 9), значительная часть которого рекультивирована и заполнена водой. В строении толщи прослеживается несколько пачек отложений. Первая из них, залегающая с поверхности, представлена лёссами и (или) лессовидными супесями и суглинками. Лёссы несут на себе признаки делювиального переотложения. В нижней их части материал более грубый, включает песок, отложения приобретают заметную слоистость, близкую к горизонтальной. Вторая пачка отложений прослеживается в разрезе между лёссами и торфом. Пачка сложно построена. В ней множество прослоев и линз песка, супеси, суглинка. Гумусированные прослои озёрного типа перемежаются с прослоями жёлтого песка. Отмечается два-три уровня с мерзлотными деформациями, свидетельствующими о распространении в соответствующее время многолетней мерзлоты. Третья пачка отложений – межледниковый торф и связанные с ним супеси и пески озёрного типа. Мощность торфа – основного носителя информации о климате и растительности – сравнительно небольшая, в среднем около 1 м. Торф древесный. В его составе помимо древесины сохранились и плоды и семена растений, заметные невооруженным глазом. Четвёртая пачка отложений – флювиогляциальные отложения припятьского оледенения, являющиеся полезным ископаемым.



Рисунок 9 – Обнажение Заславль. На фото поозёрские озёрные отложения, перекрытые лессовидными отложениями

*Термолюминесцентный возраст отложений.* Серия термолюминесцентных датировок по отложениям разреза Заславль получена в Л. Т. Восковской в МГУ по методике, разработанной А. И. Шлюковым. Абсолютный возраст супесчаных отложений озёрного типа, образующих переход между припятьским позднеледниковьем и муравинским межледниковьем, оказался равным  $128\ 000 \pm 11\ 000$  (ТЛМ-429). С геолого-палеонтологической точки зрения это чрезвычайно точная датировка (рис. 10).

Лессовидные супеси, залегающие с поверхности, судя по термолюминесцентной дате ТЛМ-435, начали накапливаться в окрестностях разреза Заславль  $24\ 000 \pm 2\ 000$  л. н. Эта дата также хорошо согласуется с геологическими данными. Она позволяет ещё более уверенно говорить о накоплении лёссов у Заславля и, по-видимому, на всей Минской возвышенности в заключительную (максимальную) стадию последнего оледенения.

Ещё пять датировок термолюминесцентным методом получено по отложениям второй пачки (между торфом и лессом). Вывод, который можно сделать по результатам датирования этой пачки, заключатся в том, что отложения соответствуют раннепоозёрскому времени. Вместе с тем, следует отметить, что в распределении термолюминесцентных датировок закономерностей нет – самая нижняя проба (ТЛМ-430) имеет дату  $70\ 000 \pm 5\ 000$  лет, в то время как вышележащие пробы из отложений этой пачки оказались более древними, до  $130\ 000 \pm 10\ 000$  (ТЛМ-433). Налицо возрастные инверсии, причину которых трудно объяснить. Не исключено, что инверсии возникли в результате мерзлотных деформаций отложений.

*Палеокарпология.* Палеокарпологические исследования органогенных отложений разреза Заславль проводили Г. И. Литвинюк [7] и Ф. Ю. Величкевич [3]. Флора, выявленная ими, содержит около 60 таксонов. В верхней части органогенной толщи она скудная, маловыразительная, ледникового типа. Флора из торфа, наоборот, достаточно богатая, характеризует растительность муравинского (микулинского) типа. Группа древесных пород представлена многочисленными остатками *Carpinus betulus* и *Corylus avellana*. Несколько в меньшем количестве встречаются плоды *Acer compestre* и *Tilia tomentosa*. Изредка отмечаются плюски дуба *Quercus robur*, из хвойных – единичны семена и хвоинки *Picea* сходные с европейской *P. abies*.



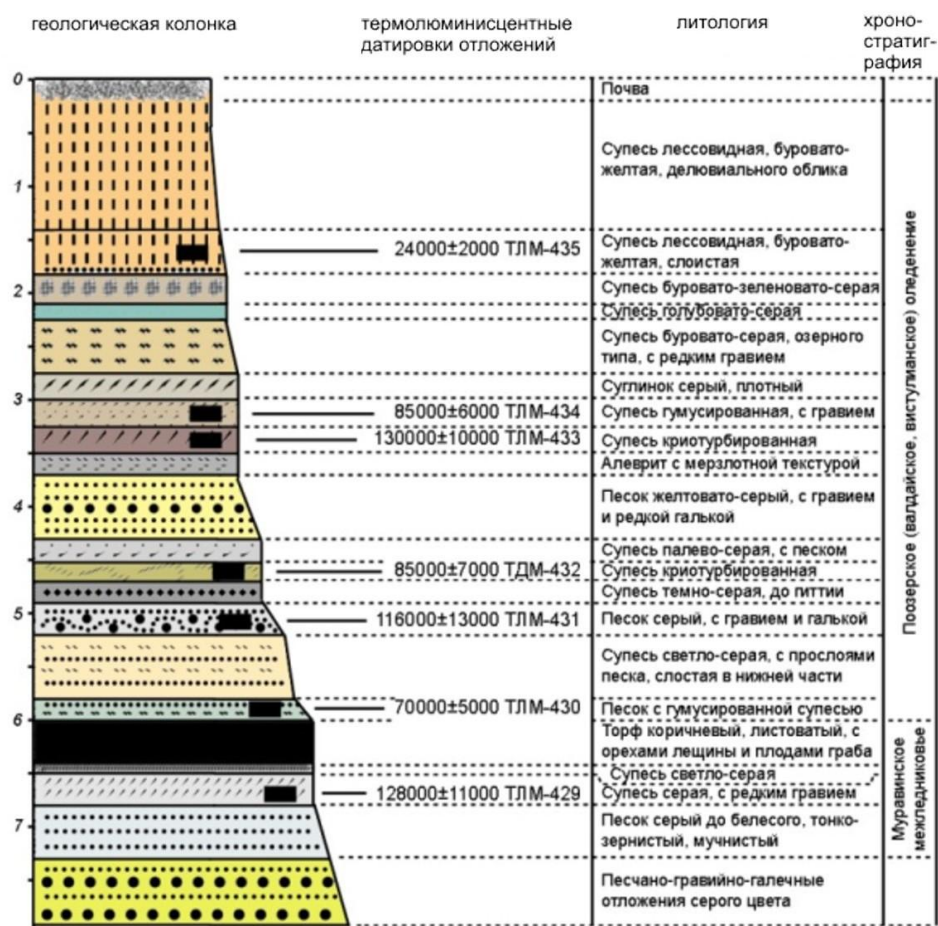


Рисунок 10 – Отложения разреза Заславль и их термолюминисцентное датирование

Группа травянистых растений достаточно богата и разнообразна по составу. В массе встречены *Salvinia natans*, *Typha* sp., *Chara* sp., *Carex*, *Lycopus europaeus*, *Urtica dioica*, *Ranunculus sceleratus* и другие виды обычные для ископаемых флор лесной зоны. Бразениевый комплекс, характеризующий оптимум муравинского межледниковья, представлен во флоре Заславля *Stratiotes aloides*, *Aldrovanda vesiculosa*, *Ceratophyllum submersum*, *Nuphar lutea*.

**Палинология.** В стенке карьера Э. А. Левковым и Я. К. Еловичевой были описан следующий разрез, получивший развание Заславль-1 (глубина в м):

1	Песок темно-жёлтый до тёмно-серого, с остатками травянистых растений	0,00–0,05
2	Песок гумусированный, заторфованный	0,05–0,15
3	Глина розового цвета, тонкая, пластичная	0,15–0,20
4	Суглинок тёмно-серый, плотный, гумусированный	0,20–0,25
5	Глина тёмно-серая, сизовато-серая, тонкая, пластичная	0,25–0,30
6	Торф буровато-чёрный, хорошо разложившийся, плотный	0,30–0,45
7	Глина тёмно-серая, гумусированная	0,45–0,50
8	Торф буровато-чёрный, листоватый, плохо разложившийся, плотный, слоистый, с растительными остатками	0,50–0,90
9	Супесь серая, гумусированная	0,90–0,95
10	Супесь серая, диатомовая	0,95–0,97
11	Торф буровато-чёрный, хорошо разложившийся, плотный	0,97–0,99
12	Песок серый, заторфованный	0,99–1,04
13	Торф буровато-чёрный, хорошо разложившийся, плотный	1,04–1,07
14	Песок серый, заторфованный	1,07–1,09
15	Супесь серая, тонкая, (диатомитовая?)	1,09–1,31
16	Песок грязно-жёлтый, крупнозернистый	1,31–1,39
17	Супесь коричневая, тонкая	1,39–1,42
18	Песок светло-коричневый, среднезернистый	1,42–1,57

Палинологически толща озёрно-болотных осадков из данной расчистки была изучена Я. К. Еловичевой по 33 обр. с глубины 0,0–1,57 м. Результаты представлены на диаграмме (рис. 11, [14, 5]), на которой выделено 13 палинокомплексов, отражающих последовательные фазы развития растительности в течение муравинского и поозёрского времени.

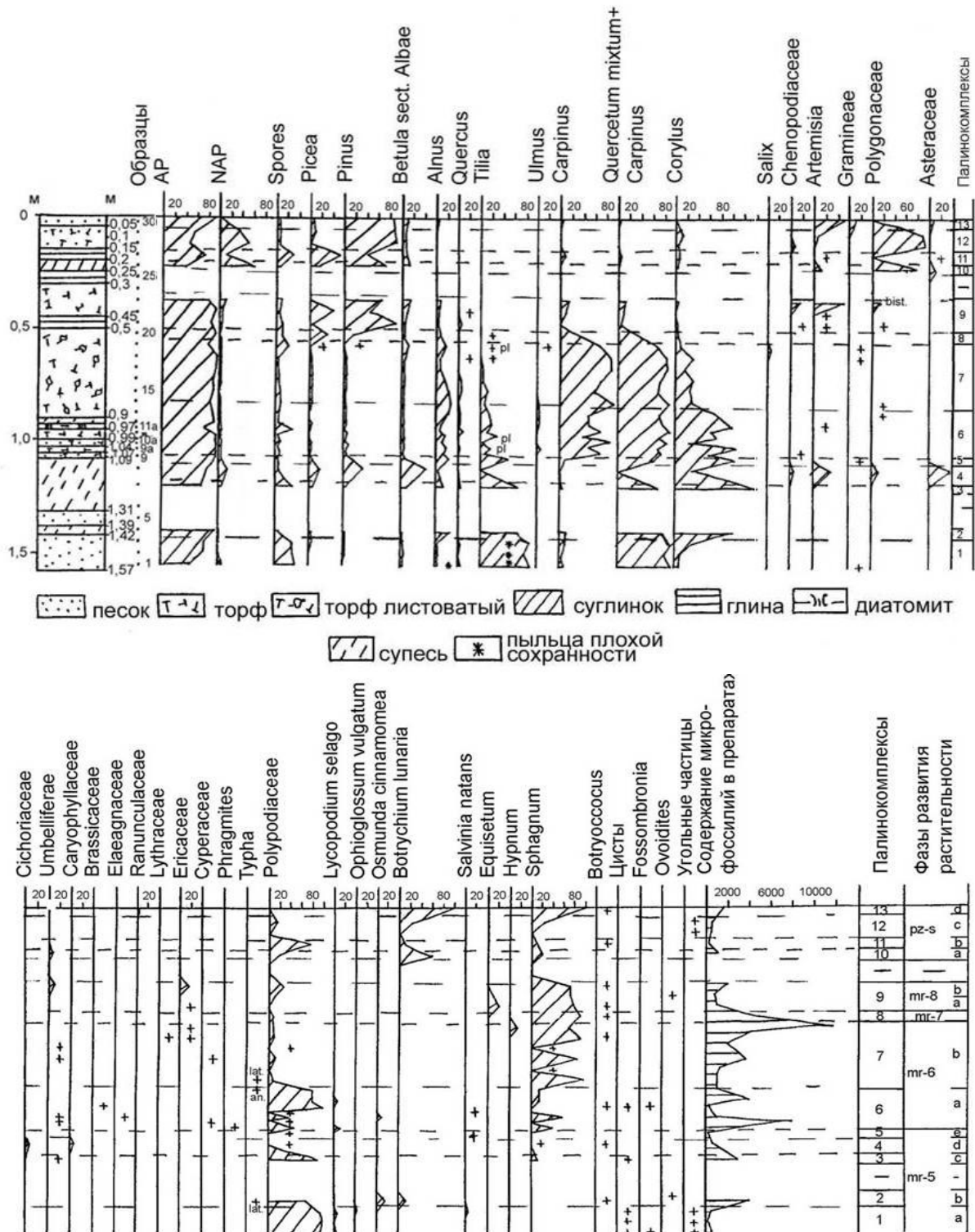


Рисунок 11 – Палинологическая диаграмма озерно-болотных отложений у г. Заславль (расч. 1; анализы Я. К. Еловичевой, по материалам Э. А. Левкова)

Смена растительности на протяжении муравинского межледниковья, судя по данным палинологического изучения нескольких озёрно-болотных линз из карьера у г. Заславль, происходила в следующем порядке:

mr-2-4 сосновые леса с участием термо- и мезофильных пород, ольхи, орешника, берёзы и ели, с богатым травяным ярусом;

mr-5 широколиственные (главным образом, липовые с грабом и вязом, а также липово-грабовые с вязом, дубом) леса с участием сосны, берёзы, ели, лиственницы с обильным подлеском из орешника, ольшаники, травяной ярус в лесах слагали папоротники;

mr-6 широколиственные (преимущественно грабовые с липой, дубом и вязом) леса с подлеском из орешника, участием сосны, ели, берёзы, лиственницы, травяным ярусом из папоротников, а также обильные ольшаники; травянистые ассоциации открытых мест слагали маревые, полыни, зонтичные, злаковые, розоцветные, ворсянковые, астровые, гречишные;

mr-7 сосново-еловые леса с грабом, ольхой, берёзой, орешником, травяной ярус в лесах представляли папоротники; травянистые ассоциации открытых мест слагали полыни, маревые, зонтичные, лютиковые;

mr-8 сосново-еловые леса с небольшим участием березы, ольхи, граба, дуба, орешника, травяным ярусом из папоротников, хвощей; по влажным и заболоченным местам получили распространение сфагновые мхи, в водоёмах – водоросли;

rz-s-a разреженные сосновые леса с елью, берёзой, ольхой, отчасти орешником, с травяным ярусом из папоротников, в сухих сосняках и полянах был обилён гроздовник полулунный, а увеличившиеся по площади открытые участки занимали преимущественно гречишные, полыни, астровые, зонтичные; заболоченные места были свойственны сфагновым мхам;

rz-s-b елово-сосновые леса с берёзой, грабом, орешником, с обильным травяным ярусом из папоротников, в сухих сосняках и полянах отмечался гроздовник полулунный; наземные травянистый покров представляли полыни и астровые, а на заболоченных участках селились сфагновые мхи; водоёмы заселяли водоросли;

rz-s-c сосновые леса с елью, берёзой, грабом, орешником, с обильным травяным ярусом из папоротников, в сухих сосняках и полянах отмечался гроздовник полулунный; наземные травянистый покров представляли полыни и астровые, а на заболоченных участках селились сфагновые мхи;

rz-s-d сосновые леса с небольшой ролью ели, берёзы, граба, орешника; открытые участки заселяли преимущественно полыни при участии астровых, злаковых, а на заболоченных участках селились вересковые, сфагновые мхи; водоёмы заселяли водоросли.

Геологическое обнажение муравинских отложений у г. Заславль принадлежит к памятникам природы республиканского значения, имеет научную ценность и относится к объектам так называемого геологического наследия.

1. Алексеева Л. И. Териофауна верхнего плейстоцена Восточной Европы (крупные млекопитающие). М.: Наука, 1989. 109 с.

2. Вальчик М. А., Еловичева Я. К. К палеогеографии Минской возвышенности в неоплейстоцене // Геология и гидрогеология кайнозоя Беларуси Мн.: Наука и техника, 1985. С. 120–128.

3. Величkevич Ф. Ю. Плейстоценовые флоры ледниковых областей Восточно-Европейской равнины. Мн.: Наука и техника, 1982. 239 с.

4. Дополнения к стратиграфическому кодексу России. СПб., 2000. 104 с.

5. Еловичева Я. К., Дрозд Е. Н. Заславль – опорный разрез муравинского межледниковья Беларуси. Мн.: БГУ, 2005. 81 с. Монография деп. в БелИСА.

6. Карabanов А. К., Мотузко А. Н., Писаненко А. Д. и др. Первая находка остатков ископаемого слона рода *Palaeoloxodon* Matsumoto на территории Беларуси // Докл. НАН Беларуси. 2007. Т. 51, № 4. С. 109–144.

7. Литвинюк Г. И. О семенной флоре разреза Заславль // Геологические исследования кайнозоя Белоруссии. Мн.: Наука и техника, 1981. С. 59–63.

8. Назаров В. И. Реконструкция ландшафтов Белоруссии по палеоэнтомологическим данным (антропоген). М.: Наука, 1984. 96 с.

9. Рылова Т. Б., Савченко И. Е. Растительность и климат межледниковых интервалов плейстоцена Беларуси по данным палинологических исследований // Літасфера. 2006. № 1 (24). С. 12–26.

10. Санько А. Ф. Фауна моллюсков гляциоплейстоцена и голоцена Беларуси. Мн.: Наука и техника, 1999. 103 с.

11. Якубовская Т. В. Геологическая и палеокарпологическая характеристика местонахождения ископаемой фауны Уручье в Минске // Літасфера. 2007. 2(27). С. 50–58.

12. De Giuli C. La fauna di Maglia (Lecce) // Catalogo della Mostra. Verona, 1980. P. 241–242.

13. Jakubowski G., Krysiak K., Roskasz T. // Prace Muzeum Ziemi. Warszawa, 1968. N 12. P. 187–215.

14. *Karabanov A. K., Yelovicheva Ya. K.* Geological objects of excursions. «Zaslavl» quarry // Excursions Guide book «Quaternary deposits and neotectonics in the area of Pleistocene glaciations», May 12–16, 1997, Minsk, 1997. P. 15–18.
15. *Khursevich G. K., Fedenya S. A., Demidova S. V., Korol G. G.* // Proc. of the 18<sup>th</sup> International Diatom Symp. (A. Witkowski, ed.). Bristol: Biopress Limited, 2006. P. 163–179.
16. *Wenban-Smith F. F., Allen P., Bates M. R. et al.* The Clactonian elephant butchery site at Southfleet Road, Ebbsfleet, UK // *J. Quaternary Sci.* 2006. Vol. 21. P. 471–483.

## СОДЕРЖАНИЕ

### ГЕОХИМИЯ И МИНЕРАЛОГИЯ

<i>Бибикова Е. В.</i> Геохимические особенности межсолевого комплекса Припятского прогиба (на примере Ново-Коренёвской площади).....	3
<i>Василёнок Е. А., Самодуров В. П.</i> Количественный анализ цифровых изображений горных пород.....	4
<i>Горбачёв Н. С., Костюк А. В., Некрасов А. Н., Султанов Д. М.</i> Влияние карбонатов и хлоридов щёлочей на фазовые соотношения и формирование карбонатных и щелочных силикатных расплавов в системе эклогит–CaCO <sub>3</sub> –флюид при P = 4 ГПа, T = 1 100–1 400 °C.....	7
<i>Горбачёв Н. С., Лапцевич А. Г., Некрасов А. Н.</i> Петрохимия пород диатремы Лучин (Республика Беларусь).....	9
<i>Еловичева Я. К.</i> Значение комплексных геохимических и палинологических исследований отложений гляциоплейстоцена и голоцена Беларуси.....	11
<i>Жовинский Э. Я., Крюченко Н. О.</i> Геохимические основы поисков полезных ископаемых рудно-флюоритовых формаций.....	13
<i>Зуй С. И., Власов Б. П., Кузьмин В. Н., Павлюченко А. М.</i> О возможностях локального мониторинга выделений метана из донных отложений озёр.....	15
<i>Калинин Ю. А., Бакшеев Н. А., Жмодик С. М., Житова Л. М.</i> Биогенное золото из кор выветривания и россыпей Салаира.....	18
<i>Крюченко Н. О., Жовинский Э. Я.</i> Гидрогеохимические поиски флюоритовых рудопроявлений (на примере Бахтинского рудного поля).....	20
<i>Матвеев А. В.</i> Влияние разломов на концентрацию радона в поровом воздухе покровных отложений Беларуси.....	22
<i>Махнач А. А., Покровский Б. Г.</i> Условия формирования визейских отложений на юго-западе Беларуси по изотопным данным.....	24
<i>Мясников А. А., Дундуков Н. Н., Овчинникова М. Н.</i> Ландшафтно-геохимическое районирование Байкальского региона по условиям ведения геохимических поисковых работ.....	26
<i>Озерский А. Ю., Иванова Т. П.</i> Геохимия природных вод г. Красноярска.....	29
<i>Рябова Л. Н., Залыгина И. А.</i> Геохимическая характеристика пород зоны аэрации Оршанского гидрогеологического бассейна.....	32
<i>Рященко Т. Г., Ухова Н. Н., Штельмах С. И., Белянина Н. И., Белянин П. С.</i> Химический и микроэлементный состав четвертичных отложений в районе оз. Ханка (Приморье): корреляционно-генетический критерий условий формирования.....	34
<i>Самодуров В. П., Кутырло В. Э., Василёнок Е. А.</i> Определение текстур пород по данным цифровой петрографии.....	36
<i>Соктоев Б. Р., Рихванов Л. П., Арынова Ш. Ж.</i> Антропогенные карбонатные отложения: геохимия и возможность их использования в прогнозно-металлогенических исследованиях.....	39
<i>Терехова А. В., Зеленковский П. С., Подлипский И. И.</i> Геохимия почв водосборной площади оз. Сапшо (Национальный парк «Смоленское Поозерье»).....	41
<i>Ухова Н. Н., Акулова В. В., Худоногова Е. В.</i> Комплексное исследование химического и минералогического состава образцов солеотложений нефтегазоконденсатных месторождений.....	43
<i>Шилькрот Г. С.</i> Геохимические индикаторы участия подземных вод в питании рек и озёр.....	46
<i>Шабатура А. В., Тютюнник Ю. Г.</i> Радонопроницаемость почвенных покровов Южного Полесья.....	49

### ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ГЕОХИМИЯ И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ГЕОЛОГИЯ

<i>Барановская Н. В., Рихванов Л. П., Черненькая Е. В., Горбатюк Е. А.</i> Отражение процессов техногенеза в динамике накопления химических элементов растениями.....	52
<i>Бачурин Б. А., Сметанников А. Ф., Хохрякова Е. С.</i> Геохимическая трансформация отходов калийного производства в условиях гипергенеза.....	54
<i>Борисов А. А., Бачурин Б. А.</i> Современные газогеохимические технологии контроля процессов техногенеза в геологической среде.....	57
<i>Власов Б. П., Ковальчик Н. В., Жуковская Н. В.</i> Накопление тяжёлых металлов в донных отложениях и высшей водной растительности озёр и рек Беларуси.....	59
<i>Генсиоровский Ю. В., Лобкина В. А., Ухова Н. Н., Рященко Т. Г., Казакова Е. Н., Музыченко А. А.</i> Геоэкологический мониторинг снежных полигонов, расположенных в черте населённых пунктов (на примере г. Южно-Сахалинска).....	62
<i>Груцакова Н. В., Арефьева О. Д., Шкуратов А. Л., Гриненко Е. Ф.</i> Содержание металлов в источниках нецентрализованного питьевого водоснабжения промышленных зон ликвидированных угольных шахт (Партизанский район, Приморский край России).....	64

<i>Емельянов В. А., Наседкин Е. И., Кураева И. В., Войтюк Ю. Ю., Иванова А. Н.</i> Лито-геохимические особенности формирования состава речных отложений в пределах индустриальных зон (на примере г. Запорожье).....	65
<i>Епринцев С. А., Шекоян С. В.</i> Воздействие атмосферных загрязнителей урбанизированных территорий на экологическую безопасность населения.....	68
<i>Иванова И. С., Широкова Л. С., Наливайко Н. Г.</i> Химический и микробиологический состав питьевых подземных вод г. Нарьян-Мара (Европейская Арктика, Россия).....	71
<i>Кадацкий В. Б.</i> Биосферные аспекты техногенеза.....	73
<i>Кайданова О. В., Замотаев И. В., Сулова С. Б., Шилькрот Г. С.</i> Воздействие железорудного производст- ва на геохимию ландшафтов (на примере Михайловского ГОКа Курской области).....	76
<i>Карпиченко А. А., Черток Н. К., Семенюк А. С.</i> Накопление Cu, Pb, Ni и Cr в почвах г. Молодечно.....	79
<i>Козыренко М. И., Кухарчик Т. И.</i> Загрязнение почв тяжёлыми металлами при использовании лакокрасочных материалов.....	81
<i>Коробейников Б. И.</i> Оценка техногенного воздействия на пресные подземные воды Припятского артезианского бассейна.....	84
<i>Коробова Е. М., Романов С. Л., Чесалова Е. И., Берёзкин В. Ю., Баранчуков В. С., Силенок А. В.</i> Картографические методы исследования йодного статуса территорий, пострадавших при аварии Чернобыльской АЭС 1986 года.....	86
<i>Кошелева Н. Е., Корляков И. Д., Хайбрахманов Т. С.</i> Условия формирования и параметры аномалий тяжёлых металлов и металлоидов в почвенном покрове Восточного округа г. Москвы.....	87
<i>Кузьмин С. И., Демидов А. Л., Пенкрат И. В.</i> О влиянии полигонов захоронения коммунальных отходов на окружающую среду.....	90
<i>Кулагин А. Ю., Кутлиахметов А. Н.</i> Экологические последствия разработки золотоносных месторождений в Башкирском Зауралье.....	92
<i>Макаров В. Н.</i> Третий в снежном покрове мерзлотных ландшафтов.....	96
<i>Мачомбе А. Ф. Б., Решетников М. В.</i> Геохимические и петромагнитные особенности почв г. Рюстенбург (ЮАР).....	98
<i>Мыслыва Т. Н., Надточий П. П., Белявский Ю. А.</i> Экологические последствия техногенеза в аграрных регионах Полесья.....	99
<i>Никифорова Е. М., Кошелева Н. Е.</i> Экранозёмы Восточной Москвы: свойства, оценка загрязнения, картографирование.....	102
<i>Овчарова Е. П., Кадацкая О. В., Санец Е. В., Хомич В. С.</i> Геохимические критерии оценки загрязнения донных отложений.....	104
<i>Оношко М. П., Глаз А. С., Смыкович Л. И.</i> Картографическая оценка потенциальной способности почв Беларуси к самоочищению от нефтепродуктов.....	107
<i>Рыжиков В. А.</i> Методический подход к оценке химического воздействия городов на почвы.....	109
<i>Савченко С. В., Санец Е. В., Кадацкая О. В., Овчарова Е. П., Романкевич Ю. А.</i> Научно-методические подходы к экологическому нормированию содержания техногенных загрязнителей в почвах.....	112
<i>Самчук А. И., Вовк Е. В., Кураева И. В., Стадник В. А., Красюк О. П.</i> Тяжёлые металлы в почвах Киевского мегаполиса.....	114
<i>Санец Е. В., Кадацкая О. В., Овчарова Е. П.</i> Техногенные гидрохимические потоки: тенденции изменения <i>Селицкая В. В., Санец Е. В.</i> Пространственно-временные тенденции изменения выноса биогенных веществ речными водами в белорусской части бассейна Днепра.....	118
<i>Слуковский З. И., Медведев А. С., Новицкий Д. Г., Сыроежко Е. В.</i> Свинец в разрезе современных озёрных отложений (сапропелей) урбанизированных территорий Республики Карелии.....	120
<i>Струк М. И., Живнач С. Г., Бокая Г. М.</i> Оценка гидрохимического состояния водохранилища Стайки.....	124
<i>Творонович-Севрук Д. Л.</i> Распределение Mn, Ni, Co и Cr в отложениях речной сети г. Бельск-Подляский (Польша).....	127
<i>Тютюнник Ю. Г., Шабатура В. А., Даунис-и-Эстаделья Дж.</i> Геостатистическое изучение латерального и радиального распределения концентраций химических элементов в почвенном покрове зоны умеренного техногенеза.....	128
<i>Хайрулина Е. А., Максимович Н. Г.</i> Развитие сероводородной обстановки в таёжных ландшафтах Верхнего Прикамья в условиях техногенного галогенеза.....	132
<i>Voitiuk Iu. Iu., Zlobina K. S., Kuraieva I. V.</i> Ecological condition of environment objects of Ukraine's urban agglomerations.....	134
<b>ПУТЕВОДИТЕЛЬ ЭКСКУРСИИ «ПОЗДНИЙ ПЛЕЙСТОЦЕН В ОКРЕСТНОСТЯХ г. МИНСКА»</b>	
Разрез Уручье.....	136
Разрез Заславль.....	143

Научное издание

**СОВРЕМЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ  
ГЕОХИМИИ, ГЕОЛОГИИ  
И ПОИСКОВ МЕСТОРОЖДЕНИЙ  
ПОЛЕЗНЫХ ИСКОПАЕМЫХ**

МАТЕРИАЛЫ

Международной научной конференции,  
посвящённой 110-летию со дня рождения

академика

Константина Игнатьевича Лукашёва  
(1907–1987)

23—25 мая 2017 г., Минск

Часть 2

Ответственный за выпуск *Т. Е. Янчук*

Компьютерная вёрстка:

*О. В. Лукашёва, Д. Л. Твороновича-Северука, Н. В. Жуковской*

Технический редактор *В.Г. Гавриленко*

Подписано в печать 22.05.2017 Формат 60x84<sub>1/8</sub> Бумага офсетная

Гарнитура Roman Печать цифровая Усл.печ.л. 18,7 Уч.изд.л. 19,0

Тираж 50 экз. Заказ № 2393

ИООО «Право и экономика» 220072 Минск Сурганова 1, корп. 2

Тел. 284 18 66, 8 029 684 18 66

E-mail: [pravo-v@tut.by](mailto:pravo-v@tut.by); [pravo642@gmail.com](mailto:pravo642@gmail.com) Отпечатано на издательской системе

KONICA MINOLTA в ИООО «Право и экономика»

Свидетельство о государственной регистрации издателя,

изготовителя, распространителя печатных изданий, выданное

Министерством информации Республики Беларусь 17 февраля 2014 г.

в качестве издателя печатных изданий за № 1/185