

ИНСТИТУТ ВОДНЫХ И ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ СО РАН (РОССИЯ, БАРНАУЛ)

ИНСТИТУТ ГЕОХИМИИ И АНАЛИТИЧЕСКОЙ ХИМИИ ИМ. В.И. ВЕРНАДСКОГО
РАН (РОССИЯ, МОСКВА)

ИНСТИТУТ ПОЧВОВЕДЕНИЯ И АГРОХИМИИ СО РАН (РОССИЯ, НОВОСИБИРСК)

НАЦИОНАЛЬНЫЙ ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ТОМСКИЙ ПОЛИТЕХНИЧЕСКИЙ
УНИВЕРСИТЕТ (РОССИЯ, ТОМСК)

ГОРНО-АЛТАЙСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
(РОССИЯ, ГОРНО-АЛТАЙСК)

АЛТАЙСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ АГРАРНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ (РОССИЯ,
БАРНАУЛ)

БИОГЕОХИМИЯ ТЕХНОГЕНЕЗА И СОВРЕМЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ ГЕОХИМИЧЕСКОЙ ЭКОЛОГИИ

(в двух томах)

Т. I

Труды IX Международной биогеохимической школы
(24-28 августа 2015 г., Барнаул)

Барнаул 2015

УДК 550.4

ББК 28.072.8

Б63

Биогеохимия техногенеза и современные проблемы геохимической экологии (в двух томах)
– Барнаул, 2015. – Т. 1. – 325 с.

ISBN 978-5-904014-66-7

В сборник включены доклады пленарного и секционных заседаний IX Биогеохимической школы-конференции, посвященные вопросам миграции и аккумуляции химических элементов и их соединений в компонентах природных и техногенных ландшафтов – почвах, водах, живых организмах. Рассматриваются физиолого-биогеохимические аспекты метаболизма микроэлементов, источники их поступления в растительные и животные организмы. Обсуждаются проблемы микроэлементозов и способы их коррекции. Освещаются новые методы определения тяжелых металлов в природных объектах, подходы к экологическому нормированию нагрузок на окружающую среду и организации ее мониторинга, а также возможности биоремедиации загрязненных почв.

Для специалистов в области биогеохимии, почвоведения, экологии, медицины и сельского хозяйства.

Редакционная коллегия:

Пузанов А.В., д.б.н.; Безматерных Д.М., к.б.н.; Рождественская Т.А., к.б.н.;
Бабошкина С.В., к.б.н.; Трошкин Д.Н., к.ф.-м.н.

*При подготовке материалов к публикации сохранен авторский стиль изложения с минимальными редакционными правками, в основном пунктуации и орфографии.
Ответственность за содержание материалов несут авторы.*

Печатается по решению оргкомитета IX Международной биогеохимической школы и при финансовой поддержке гранта РФФИ № 15-05-20553

ISBN 978-5-904014-66-7

© Институт водных и экологических проблем СО РАН, 2015
© Коллектив авторов, 2015

Оглавление

ПЛЕНАРНЫЕ ДОКЛАДЫ	8
В.В. Ермаков, Ю.В. Ковальский. Техногенез и биогеохимическая эволюция таксонов биосферы	8
А.В. Пузанов, О.А. Ельчининова, Т.А. Рождественская. К 85- летию М.А. Мальгина – видного ученого в области биогеохимии, агрохимии, почвоведения, экологии	13
А.В. Пузанов, О.А. Ельчининова. Оценка биогеохимической ситуации в Алтае-Саянской горной стране	17
Л.Н. Йованович. Мониторинг безопасности продуктов питания в пищевой промышленности Республики Сербии	22
В.А. Алексеенко. К вопросу техногенной металлизации почв.....	26
С.А. Остроумов. Детализация концепций В.И. Вернадского о роли живого вещества в биогеохимии биосферы.....	30
Г.Г. Морковкин, Н.Б. Максимова. Оценка содержания тяжелых металлов в почвах степной зоны Алтайского края	33
А.И. Сысо. Российские гигиенические нормативы экологической оценки почв, их научная обоснованность и проблемы использования.....	39
Л.П. Рихванов. Геохимия ядерного техногенеза.....	43
СЕКЦИЯ 1. БИОГЕОХИМИЯ МАКРО-, МИКРОЭЛЕМЕНТОВ И РАДИОНУКЛИДОВ, ИХ ГЛОБАЛЬНЫЕ И ЛОКАЛЬНЫЕ ЦИКЛЫ	49
Ю.Л. Мельчаков, А.Е.Козаренко, В.Т.Суриков. Роль структуры атмосферного цикла элементов в балансе массопереносов в ландшафтах	49
Г.А. Леонова, В.А. Бобров, А.Е. Мальцев, А.А. Богущ, С.К. Кривоногов. Биогеохимия планктоногенного сапропеля озера Котокель (Прибайкалье).....	53
Г.А. Конарбаева. К вопросу изучения содержания фтора и йода в растениях на территории юга Западной Сибири.....	57
Н.В. Алексеева-Попова, И.В. Дроздова, И.Б. Калимова. Биогеохимия тяжелых металлов в районах природного полиметаллического обогащения Северного Кавказа	60
О.А. Ельчининова, Т.А. Рождественская. Биогеохимия меди в наземных экосистемах Алтайской горной области.....	64
Ю.Г. Стрильчук, С.Н. Лукашенко. Комплексное радиозэкологическое обследование территории Семипалатинского испытательного полигона	68
К.С. Павлова. Биогеохимические особенности почвенно-растительного покрова рекреационных территорий (на примере Катунского рекреационного района Республики Алтай)	69
И.Г. Боярских, А.И. Сысо, Й. Мажейка. Геофизические и почвенно-геохимические характеристики среды в связи с метаболизмом растений в локальной зоне сейсмотектонических проявлений Горного Алтая.....	73
А.Н. Мальцева, Д.Л. Пинский. Особенности биогеохимической трансформации органического вещества в лабораторном эксперименте	77

М.И. Василевич, Р.С. Василевич. Геохимия атмосферных осадков таежной зоны Республики Коми.....	81
Ю.Ю. Брайт, Ш.Б. Жакупова, А.Т. Балтабекова, О.В. Пивоварова. Динамика параметров радиационно-экологической обстановки Абайского района, сформировавшейся в результате испытаний на Семипалатинском испытательном ядерном полигоне	85
Ю.А. Шутова, Я.О. Тимофеева. Содержание V, Rb, Y, Sc, Ga, Sr, Zr, Nb в почвах особо охраняемых природных территорий Приморского края.....	89
С.А. Худяев. Формирование геохимической неоднородности почв котловин соленых озер по содержанию микроэлементов при изменении микрорельефа в местообитаниях галофитных кустарников рода <i>nitraria shoberi</i>	93
С.Б. Сосорова, М.Г. Меркушева, Т.А. Аюшина. Оценка сорбционной способности почв западного и юго-западного Забайкалья по отношению к кобальту.....	97
А.М. Межибор. Особенности накопления химических элементов и радионуклидов в верховых торфах Томской области.....	101
А.В. Соколова, М.П. Патапович, Ж.И. Булойчик, А.А. Минько, А.П. Зажогин. Исследование влияния сезонности на техногенное и антропогенное загрязнения компонентов биосферы г. Минска металлами на примере послыйного анализа элементного состава коры ели обыкновенной (<i>pisca abies</i>) методом лазерной атомно-эмиссионной спектроскопии	104
А.Ю. Максимова. Редкоземельные элементы в многокореннике обыкновенном (<i>spirodela polyrhiza, lemnoideae</i>) на территории Томской области.....	108
С.В. Бабошкина, А.В. Пузанов. Некоторые особенности биогеохимии почв высокогорного плато Укок (юго-восточный Алтай).....	111
А.В. Пузанов, И.А. Алексеев, А.В. Салтыков, С.Н. Балыкин. Геохимия ландшафтов позиционного района космодрома «Восточный» и сопредельных территорий.....	115
А. В. Салтыков. Сравнительный анализ концентрации атомов бериллия и скандия в почвенном покрове под черневыми лесами русского Алтая.....	120
СЕКЦИЯ 2. ЛОКАЛЬНЫЕ И ГЛОБАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ ТЕХНОГЕНЕЗА БИОСФЕРЫ И ЕЕ ТАКСОНОВ.....	124
С.А. Остроумов. Новые экспериментальные данные о взаимодействии химических элементов с образцами биогенного материала	124
В.С. Безель, С.В. Мухачева, Н.В. Барановская, Л.П. Рихванов, А.И. Беляновская. Химические элементы в репродуктивной системе рыжей полевки в фоновых условиях и при загрязнении среды	127
Н.А. Голубкина, В.Е. Миронов, С.М. Надежкин. Элементный состав грибов, произрастающих в районе складирования фосфогипса Воскресенского района Московской области	131
Е.Г. Булаткина, В.А. Андрианов, В.Ф. Зайцев, А.Н. Жителева. Оценка сезонной динамики металлов в почвах, листьях и древесной коре чёрного тополя (<i>populus nigra</i>) на различных территориях аридной зоны	134
Т.В. Пампура, Е.Ю. Новенко, Т.А. Владимирова, О.В. Зарубина, Н.В. Брянский, С.И. Дриль, М. Мейли. История антропогенного свинца в атмосферных выпадениях и почвах зоны южной тайги европейской части России.....	138

Н.В. Барановская, Т.А. Перминова, Л.П. Рихванов, Б. Ларатт. Бром в природных объектах в условиях техногенеза	142
Д.В. Наркович, Н.В. Барановская. Элементы-индикаторы техногенеза в волосах детей.....	148
У.Ж. Кармышова, Б.М. Дженбаев. содержание кадмия и свинца в органах растений природно-техногенных урановых провинций Майлуу-Суу.....	153
Б.М. Дженбаев, Б.К. Калдыбаев. Радиобиогеохимические исследования уранового хвостохранилища «Каджи-Сай».....	159
С.В. Мухачева. Содержание тяжелых металлов в рационе и организме лесных полевок в период снижения выбросов медеплавильного комбината: результаты 25-летнего мониторинга	162
Т.М. Дианова, П.П. Кречетов. Механизмы кислотно-основной буферности почв к техногенным кислотным воздействиям	168
И.В. Алексеенко, Н.С. Гамова. Влияние лесных пожаров на свойства почв таёжных ландшафтов хребта Хамар-Дабан	171
Л.Ю. Дитц, Е.В. Катункина. Техногенные нарушения почвенного покрова при разработке нефтяных месторождений.....	175
Дж.Ю. Васильчук. Геохимические факторы формирования карбонатного профиля почв криоаридных ландшафтов котловины озера Ак-Холь.....	178
А.В. Шаропова. Влияние техногенных потоков в районах угледобычи на целлюлозолитическую активность почв	181
В.В. Колбин, Д.А. Герасимов, Ю.Ю. Брайт, Д.Ж Жаскайрат. Распределение химических элементов в природных средах и их влияние на живые организмы	184
Л.Н. Рябова. Донные отложения водоемов юго-западной части Беларуси как комплексный геохимический барьер.....	189
И.В. Горбачев, А.В. Пузанов, С.В. Бабошкина, Т.А. Рождественская. Влияние горнорудной промышленности на окружающую среду в северо-западном Алтае.....	193
Ю.В. Робертус. К вопросу формирования антропогенных отрицательных геохимических аномалий.....	197
СЕКЦИЯ 3. БИОГЕОХИМИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ. ВЛИЯНИЕ БИОГЕОХИМИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ, ПРОИСХОДЯЩИХ НА ВОДОСБОРАХ, НА ФОРМИРОВАНИЕ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО СТОКА	201
В.А. Алексеенко, Е. В. Власова, Н.Б.Манусова, А.В.Суворинов, Н.Г. Иващенко, Е.И. Череп. Геоботанические особенности прибрежных аквальных ландшафтов Черноморского побережья России	201
А.В. Пузанов, Д.Н. Балыкин, А.А. Бондарович, В.В. Щербинин, Э. Стефан, Р. Майсснер. Исследование химического состава почвенных растворов с использованием гравитационных взвешиваемых лизиметров в условиях сухостепной зоны Кулундинской степи.....	205
Н.Г. Курамшина, Э.Э. Нуртдинова, И.О. Туктарова, Т.Ш. Маликова, Э.М.Курамшин. Влияние топливно-энергетического комплекса Республики Башкортостан на экогеохимическое состояние поверхностных вод малых рек	208
Н.Г. Курамшина, Э.Э. Нуртдинова, Э.М. Курамшин. Биоаккумуляция тяжёлых металлов в органах и тканях представителей ихтиофауны Башкортостана	214

Н.К. Христофорова, В.Ю. Цыганков, О.Н. Лукьянова. Курило-Камчатский регион как биогеохимическая провинция: тяжелые металлы в лососях	218
В.В. Кириллов, С.О. Власов, В.В. Горгуленко, В.Б. Журавлев, Т.В. Кириллова, Н.В. Ларикова, О.В. Ловцкая, В.А. Смирнов, Г.И. Тушкова. Оценка потенциала токсичности воды и донных отложений водохранилища-охладителя Беловской грэс химическими и биологическими методами	222
В.Ю. Хорошавин, М.Г. Ефименко. Факторный анализ условий формирования качества поверхностных вод северной тайги Западной Сибири	230
Н.А. Голубкина, В.Ф. Зайцев, В. А. Чаплыгин Особенности аккумуляции селена органами и тканями осетра	234
В.Д. Корж. Система распределения химических элементов в гидросфере как экологический стандарт.....	238
В.Д. Страховенко, Н.А. Росляков, А.И. Сысо. Месторождения озерных сапропелевых залежей Западной Сибири.....	242
В.Д. Страховенко, Е.А. Овдина, Н.И. Ермолаева, Е.Ю. Зарубина. Генезис сапропелевых отложений озер центральной части Барабинской равнины.....	246
А.В. Алексеенко, М.А. Пашкевич. Применение макрофитов для биогеохимического мониторинга состояния аквальных ландшафтов Цемесской бухты	250
М.Т. Актаев, А.О. Айдарханов, С.Н. Лукашенко. Характер распределения микро-макро компонентов и искусственных радионуклидов в воде "атомного" озера на Семипалатинском испытательном полигоне	254
Н.Ж. Мухамедияров, А.Ж. Ташекова, Т.Г. Кириллова, М.Т. Койгельдинова, С.Н. Лукашенко. Исследование механизмов формирования элементного состава компонентов экосистемы ручья Узынбулак.....	255
А.С. Медведев, З.И. Слуковский, Т.Н. Полякова, Н.М. Калинкина. О кристаллах вивианита в донных отложениях Онежского озера	256
З.И. Слуковский, Л.С. Скамницкая, Т.П. Бубнова. Выветривание первичных минералов как фактор загрязнения гидроэкосистемы на примере донных отложениях городской реки .	259
И.Н. Лиходумова, Н.С. Саликова. К вопросу о радиоактивности подземных вод Северо-Казахстанской области	263
Ш.Б. Жакупова, В.В. Колбин, К.Т. Бигазинова, А.К. Жармухамбетова. Элементный состав солевых отложений питьевых вод Восточно-Казахстанской области	268
Д.А. Аллаяров, Н.Н. Лебедева, Т.А. Кремлева. Количественная оценка параметров сорбции ионов меди донными отложениями	272
И.В. Замотаев, О.В. Кайданова, Т.М. Кудерина, А.Н. Курбатова, С.Б. Сулова, Г.С. Шилькрот. Геохимические особенности аквальных ландшафтов бассейна р. Сейм (Курская область).....	276
Т.Б. Фащевская, Н.О. Попова. Влияние хозяйственной деятельности на водосборе р.Белой на формирование стока биогенных веществ	280
Е.В. Власова, А.В. Суворинов, Н.Г. Иващенко, Е.И. Череп, Н.Б.Манусова. Биогеохимические особенности распределения хрома в водной растительности прибрежной зоны населенных пунктов	284

М.В.Панина. Изменение гидрохимического стока малых рек провинции зауральского пенепплена.....	288
Д.М. Безматерных, В.В. Кириллов, А.В. Пузанов, И.А. Алексеев, О.Н. Вдовина. Оценка современного экологического состояния водотоков позиционного района космодрома «Восточный» как основа создания системы его экологического мониторинга.....	292
А.В. Пузанов, С.В. Бабошкина, Т.А. Рождественская, С.Н. Балыкин. Некоторые закономерности водной миграции железа и марганца в различных по водно-физическим свойствам горно-лесных темно-серых почвах Северного Алтая.....	297
А.В. Пузанов, Т.А. Рождественская, С.В. Бабошкина, С.Н. Балыкин. Гидрохимический сток рек Горного Алтая в экстремальные дождевые паводки в зависимости от почвенно-геохимических условий водосборных бассейнов.....	301
О.В. Кузнецова, О.А. Ельчиногова. Содержание и особенности распределения тяжелых металлов в органах и тканях рыб бассейна Телецкого озера.....	306
Т.Н. Усков, С.О. Власов. Содержание и особенности биоаккумуляции ди(2-этилгексил)фталата различными видами рыб Верхней Оби.....	310
Н.И. Ермолаева, Е.Ю. Зарубина, В.Д. Страховенко, А.В. Пузанов. Биогеохимические и гидробиологические факторы формирования различных типов сапропеля в озёрах юга Обь-Иртышского междуречья.....	314
А.А. Хвощевская, Н.Г. Наливайко. Железобактерии питьевых вод города Томска.....	318
М.М. Горячая, А.Н. Бестужева, В.В. Лобынцев. Оценка масштабов распространения загрязняющих веществ в водной среде в результате аварий морской и космической техники.....	322

ПЛЕНАРНЫЕ ДОКЛАДЫ

УДК: 550.47:574.23+574.45+574.46

В.В. Ермаков, Ю.В. Ковальский

ТЕХНОГЕНЕЗ И БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ЭВОЛЮЦИЯ ТАКСОНОВ БИОСФЕРЫ

V.V. Ermakov, Yu.V. Kovalsky

TECHNOGENESIS AND BIOGEOCHEMICAL EVOLUTION OF BIOSPHERIC TAXONS

Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН, Москва
E-mail: ermakov@geokhi.ru

Аннотация. Статья посвящена вопросам техногенной трансформации биосферы, ее последствиям, необходимости адаптации экономики и развитию современной научной области - геохимической экологии в качестве основы биогеохимического изучения таксонов биосферы, их районирования и регулирования.

Abstract. The article is devoted to the issues of man-made transformation of the biosphere, its consequences, the need for adaptation of the economy and the development of modern scientific field - the geochemical ecology as the basis of biogeochemical study of the biospheric taxons, their zoning and regulation.

Введение

Актуальность рассматриваемой проблемы техногенеза биосферы и оценки биогеохимической эволюции ее таксонов обусловлена существующими проблемами:

- активным формированием техносферы внутри биосферы;
- развитием энергетических технологий;
- использованием новых материалов;
- меняющимся качеством окружающей среды и продуктов питания.

Все эти ключевые позиции непосредственно связаны с современными проблемами биогеохимии:

- диагностикой и борьбой с локальными и глобальными микроэлементозами человека и животных (патологии, связанные с недостатком и избытком микроэлементов, профилактика сердечнососудистых, опухолевых и эндемических заболеваний – эндемический зоб, болезни селеновой недостаточности, флюороз, мышечные дистрофии и анемии, уривская болезнь и др.);
- созданием и применением микроудобрений, содержащих микроэлементы;
- совершенствованием биогеохимических технологий поисков месторождений полезных ископаемых и извлечения редких и рассеянных химических элементов (рений, молибден, вольфрам, тантал, ниобий и др.);
- необходимостью разработки технологий обезвреживания радионуклидов в окружающей среде и последствий техногенных катастроф;
- повышением квалификации специалистов в области биогеохимии, совершенствование преподавания и подготовки научных кадров.

Техногенные проблемы биосферы

Современное общество характеризуется возрастанием дезинтеграционных стремлений в обществе, борьбы за источники энергии и сырья, за островки благоприятной природной среды. Это состояние во многом определяет техногенное преобразование биосферы.

Техногенез (антропогенез) биосферы – преобразование таксонов биосферы в результате современной хозяйственной деятельности человека [4,14].

Нативная биосфера за несколько тысячелетий оказалась подвергнутой техногенезу в результате активной деятельности человека, масштабы которого усиливаются в настоящее время, обуславливая экологический кризис.

Проблемы освоения планеты, энергетики и сырьевых ресурсов, качества пищевых продуктов и среды обитания организмов в целом - определяющие факторы этого экологического кризиса (рис. 1).



Рис. 1. Три фундаментальные составляющие биосферы.

В современных условиях возрастающей техногенной трансформации природы процесс планетарной эволюции связан с дифференциацией биосферы, становление техносферы и ноосферы, а также с изменением энергетических параметров окружающей среды и химическим элементарным составом живого вещества. Мы неоднократно обсуждали этот всеобъемлющий процесс [3,14]. Сегодня биосфера испытывает состояние адаптации (этап коррекции техногенной деятельности человека и стремление к разумной экономии ресурсов с развитием предноосферных технологий).

В настоящее время активизируется исследования глобального потепления, изменения климата и циклических природных процессов. Основное внимание уделяется циклу углерода, изменению концентрации диоксида углерода в атмосфере, росту интегрированной годовой температуры рис. 2.

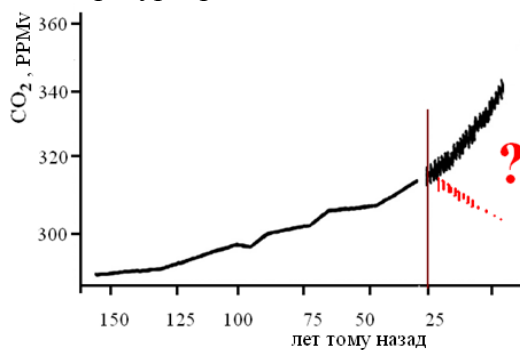


Рис. 2. Изменение объемной концентрации CO₂ в атмосфере Земли за последние 150 лет [12] с изменениями авторов.

Циклы кислорода и углерода – определяющие движущие компоненты биосферы. Их взаимодействие - важная часть общей миграции вещества в системе биосферных резервуаров. Полагают, что в настоящее время в атмосфере содержание оксида углерода увеличивается в результате деятельности человека. Тем не менее, этот вопрос является спорным. Мы не имеем точных оценок массы живого вещества. По В.И. Вернадскому предварительная масса живого вещества в биосфере оценивается как 2.4×10^{12} тонн [2]. Неопределенность массы живого вещества особенно касается Мирового океана [1]. Но и на континентах масса живого вещества определена весьма приблизительно. Ее определение необходимо при оценке эволюции биосферы и ее таксонов.

При оценке углеродного цикла следует иметь в виду заметные различия природных и техногенных составляющих. В то время как основная масса природного оксида углерода в основном связана с вулканическими процессами, то антропогенная компонента - с

производственной деятельностью человека. Природный компонент (вулканический) в 30 раз больше, чем антропогенный (табл. 1). Особое внимание должно быть сосредоточено на трансформации диоксида углерода в системе океан-атмосфера-тропосфера и вулканической активности.

Таблица 1

Глобальные потоки газов в атмосферу [12]

Источник	Углекислый газ, млрд. т/год	Метан, млн. т/год	Сернистый газ, млн. т/год	Оксид азота, млн. т/год	Суммарный поток, млрд. т/год
Природный	700	1900	200-300	310-1090	707,41-708,29
Антропогенный	21,3-27	1100	130-210	30-110	22,92-29,12
Всего	721,3-727	3000	330-510	340-1200	730,33-737,41

Концепция баланса. При рассмотрении антропогенного пресса на биосферу принципиальную роль играет связь циклов кислорода и углекислого газа. Количество кислорода, выделяемое в процессе фотосинтеза, должно быть равно количеству кислорода, потребляемого при дыхании и использовании анаэробными организмами. А количество углекислого газа, присутствующее в биосфере должны быть равно количеству CO_2 , выделяемому при фотосинтезе и поглощаемому водой водоемов и организмов.

Несмотря на некоторую неопределенность и цикличность изменения климата, ряд исследований свидетельствует о повышении годовой температуры за последние годы [6,11].

Вызывает тревогу периодическое снижение кислорода в атмосфере и изменение ее химического состава за счет лесных пожаров, сокращения площади лесов и лугов, интенсивного сжигания нефти, газа и угля и т.п., что может привести к непредсказуемым последствиям для здоровья человека (частота случаев астматических явлений, состояние гипоксии, ишемическая болезнь). Следует обратить внимание, что влияние парникового эффекта углекислого газа, связано с производительностью биосферных таксонов (активации фотосинтеза и урожайности растений), и в результате - с увеличением выветривания горных пород. Это явление в горных экосистемах приводит к повторяющимся стихийным бедствиям (сели, оползни, обвалы). В условиях глобального потепления и повышения уровня CO_2 в атмосфере горные экосистемы становятся неустойчивыми, усиливаются процессы эрозии и выветривания горных пород, режим таяния ледников, в результате чего наблюдаются более частые случаи природных и техногенных катастроф [8]. Активность наводнений изменяется во времени и также испытывает циклические колебания различной длительности в зависимости от факторов, влияющих на их развитие.

Вопросы экологически важных сезонных, дневных, приливных ритмов рассмотрены во многих публикациях. Искажение или ослабление ритмичности среды может привести к нарушению системы биоритмов организма и развитию у него патологических состояний [7]. В настоящее время эта проблема недостаточно освещена и существует необходимость оценки биологических ритмов в связи с широким применением биологически активных добавок и микроэлементных препаратов.

Необходимо обратить внимание на то, что катастрофические события в горных субрегионах биосферы опасны и в связи с возможным транзитом больших масс содержимого хвостохранилищ горно-обогачительных комбинатов, отвалов и карьеров. При этом меняется морфология ландшафтов, заселение и инвазия растений, водорослей, земноводных и многих других организмов [5]. В ряде случаев снижается биоразнообразие как основа жизни. Очевидно, что каждый организм занимает определенную нишу в миграции вещества. Это принципиальное положение – основа биогеохимической пищевой цепи.

Одной из основных задач, связанных с техногенной эволюцией биосферы, является создание соответствующей экономики [15]. При этом, как правило, возрастает стоимость реабилитационных мероприятий.

Развитие геохимической экологии

Геохимическая экология сравнительно новое фундаментальное научное направление в системе экологических наук с ее основными положениями (биогеохимические пищевые цепи и параметры, биогенная миграция химических элементов, реакции организмов, включая гомеостаз, биоритмы, пороговые концентрации химических элементов и др.) [7,5]. Решение современных проблем геохимической экологии предусматривает разработку вопросов биогеохимического нормирования и районирования, профилактики биогеохимических эндемий и микроэлементозов. Это особенно актуально в связи с техногенной эволюцией таксонов биосферы.

Научная новизна этого перспективного направления состоит в следующем:

- развитии теоретических и практических основ геохимической экологии и биогеохимии мониторинга, оценки и прогноза состояния окружающей среды;
- познании и сбережении полезных механизмов биосферы, в том числе таких ее функций, как поддержание стабильности среды и обезвреживание токсичных веществ;
- познании связей между компонентами и структурно-функциональными блоками биосферы, что необходимо для ее моделирования;
- выявлении причин некоторых заболеваний человека и животных;
- усилении экологических основ сельского хозяйства, решении практически важных вопросов растениеводства и животноводства;
- в обновлении фактологической базы, углублении концептуального аппарата для разработки научных основ экологической безопасности;
- разработке полезных инновационных экотехнологий;
- укреплении и модернизация информационной базы для совершенствования университетского образования в РФ, в том числе в области биогеохимии и наук об окружающей среде.

Следует подчеркнуть, что в геохимической экологии центральное место занимает геохимический фактор воздействия (химические элементы или их ассоциации). Одной из основных проблем геохимической экологии является раскрытие адаптивной изменчивости регуляторных систем организма в условиях конкретных геохимических сред жизни. Среда и адаптивные возможности организмов, определяемые гено- и фенотипом, формируют диапазон изменений, при которых организм остается здоровым или проявляет определенные реакции на избыток или недостаток микроэлементов, включая патологические состояния [5,7].

Теоретический интерес представляет изучение микроэволюционных изменений под действием геохимической среды, несмотря на то, что биогеохимическая роль животных в биогеоценозах также имеет огромное значение [7]. В частности, обнаружены генетические и филогенетические различия по содержанию и накоплению микроэлементов в организме животных и установлено, что в основе генетической адаптации к геохимическим факторам среды лежит явление гетерогенного полиморфизма популяций, значение которого в процессе видообразования и внутривидовой приспособительной дифференциации очень велико. И в этом отношении комплексные системные биогеохимические исследования и полученные данные играют исключительно важную роль в понимании функционирования экосистем, в частности, водных [9,10].

Относительно биогеохимического нормирования следует подчеркнуть чрезвычайную сложность этой проблемы. Но при экологической оценке таксонов биосферы геохимические факторы должны найти достойное место среди других, возможно, более значимых (геофизические, геологические, радиоэкологические и другие).

Проблемы биогеохимического нормирования тесно связаны с вопросами районирования таксонов биосферы и составляют одну из важнейших задач современного

естествознания. Система биогеохимического районирования может быть основой изучения экологического строения биосферы. Это очередная задача биогеохимии.

В настоящее время коллективами ученых России накоплен огромный материал по биогеохимическому изучению таксонов биосферы. Однако он не систематизирован. Развитие современной аналитической и информационной базы даст возможность в ближайшее время расширить круг рассматриваемых микроэлементов и их ассоциаций. Появились новые методы пробоотбора и непосредственного физико-химического анализа объектов окружающей среды в месте отбора образцов, в том числе неразрушающие методы анализа, технологии биогеохимической индикации, позволяющие получить ключевые данные о состоянии экосистем и формировании техногенных биогеохимических провинций. Все это позволяет в ближайшем будущем подготовить новую систему (карту или атлас) биогеохимического районирования территории России.

Следует заметить, что в настоящее время роль биогеохимии как системного направления геохимии постоянно возрастает: увеличивается число публикаций ученых России, замечен интерес зарубежных ученых к этой области знания (издание специальных журналов, монографий, учебных пособий, организация конференций). Биогеохимия как наука, играет принципиальную роль в формировании глобального мировоззрения человечества о происходящих в биосфере процессах и совершенствовании технологий. Знания биогеохимии необходимы не только в медицине и сельском хозяйстве, но и при разработке методов изучения экологического состояния биогеоценозов, понимании эволюционных процессов, происходящих в природе, включая техногенные.

Литература

1. Верещака А.Л. Океанология на рубеже XXI века. М.: Наука, 2008. 56 с.
2. Вернадский В.И. Биогеохимические очерки (1922-1932 г.г.). М-Л.: изд-во АН СССР, 1940. 250 с.
3. Ермаков В.В. Геохимическая экология и биогеохимические критерии оценки экологического состояния таксонов биосферы// Геохимия, 2015. № 3. С. 203-221.
4. Ермаков В.В., Карпова Е.А., Корж В.Д., Остроумов С.А. Инновационные аспекты биогеохимии /Отв. ред. М.А. Федонкин, С.А. Остроумов. М.: ГЕОХИ РАН, 2012 . 340 с.
5. Ермаков В.В., Тютиков С.Ф. Геохимическая экология животных. М.: Наука, 2008. 325 с.
6. Изменение климата, 2001 г.: Последствия, адаптация и уязвимость. Техническое резюме доклада рабочей группы II. ВМО-ЮНЕП, 2001. С. 50.
7. Ковальский В.В. Геохимическая среда и жизнь. М.: Наука, 1982. 78 с.
8. Мальнева И.В., Кононова Н.К. Активность селей на территории России и ближнего зарубежья в XXI веке// Геориск, 2012. № 4. С. 48-55 (http://www.pniis.ru/content/jurnal_georisk/o_jurnale.htm)
9. Моисеенко Т.И. Экотоксикологический подход к нормированию антропогенных нагрузок на водоемы Севера// Экология, 1998. № 6. С. 452-461.
10. Моисеенко Т.И., Кудрявцева Л.П. и Гашкина Н.А. «Рассеянные элементы в поверхностных водах суши: технофильность, биоаккумуляция и экотоксикология». М.: Наука, 2010. 400 с.
11. Оценочный доклад об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации. Росгидромет, 2008. С. 15.
12. Пегов С.А. Антропогенное воздействие на биосферу// Труды Института системного анализа, 2009. Т. 42. С. 5-28.
13. Перов В.Ф. Селеведение. М.: МГУ, 2012. 274 с.
14. Čhajka Z., Jovanović L. Održivi marketing menadžment. Beograd: Akademska izdanja, Zemun, 2014. 300 p.
15. Ermakov V.V., Jovanovic L.N. Biodiversity and the biosphere technogenesis// Ecologica, 2010. V. 17, No 58. P. 77-85.

УДК: 550.47

**А.В. Пузанов, О.А. Ельчининова, Т.А. Рождественская
К 85- ЛЕТИЮ М.А. МАЛЬГИНА – ВИДНОГО УЧЕНОГО В ОБЛАСТИ
БИОГЕОХИМИИ, АГРОХИМИИ, ПОЧВОВЕДЕНИЯ, ЭКОЛОГИИ**

**A.V. Puzanov, O. A. Elchininova, T. A. Rozhdestvenskaya
TO THE 85TH ANNIVERSARY OF M. A. MALGIN – A PROMINENT
SCIENTIST IN THE FIELD OF BIOGEOCHEMISTRY, AGRICULTURAL
CHEMISTRY, SOIL SCIENCE AND ECOLOGY**

Институт водных и экологических проблем СО РАН

E-mail: gafiver@mail.gornyu.ru

Аннотация. В 2015 году Михаилу Александровичу Мальгину, известному ученому в области биогеохимии, агрохимии, почвоведения и экологии, исполнилось бы 85 лет. Почти 50 лет он посвятил изучению биогеохимической ситуации на юге Западной Сибири. Является автором более чем 160 научных трудов. М. А. Мальгин первым поднял проблему дефицита йода в компонентах окружающей среды Алтае-Саянской горной страны и потенциальной опасности эндемического зоба.

Abstract. In 2015 we celebrate the 85th anniversary of Mikhail Alexandrovich Malgin – a prominent scientist in the field of biogeochemistry, agricultural chemistry, soil science and ecology. He studied the biogeochemical situation in the south of West Siberia almost for 50 years. Being the author of more than 160 scientific papers, M.A. Malgin was the first who opened the question of iodine deficiency in components of the environment of the Altai-Sayan mountain country and the potential danger of endemic goiter.

17 ноября 2015 года исполняется 85 лет со дня рождения Михаила Александровича Мальгина, доктора биологических наук, крупного ученого в области биогеохимии, агрохимии, почвоведения, экологии.

Михаил Александрович родился с. Усть-Иша Красногорского района Алтайского края в крестьянской семье. В 1949 году, окончив Горно-Алтайское медицинское училище, работал в должности главврача Улаганской санэпидстанции Горно-Алтайской автономной области. После службы в рядах Советской Армии учился в Горно-Алтайском педагогическом институте, по окончании которого началась научная деятельность М.А. Мальгина в химико-аналитической лаборатории Горно-Алтайской сельскохозяйственной опытной станции. С 1961 года Михаил Александрович – младший научный сотрудник Биологического института СО АН СССР, с 1964 года – заведующий Горно-Алтайской почвенной лабораторией этого института, с 1968 года – заведующий Горно-Алтайской почвенной лабораторией Института почвоведения и агрохимии СО АН СССР. В 1974-1988 годах Михаил Александрович работал в должности старшего научного сотрудника лаборатории биогеохимии и агрохимии микроэлементов Института почвоведения и агрохимии СО АН СССР. С 1988 года творческий путь М.А. Мальгина продолжился в Институте водных и экологических проблем СО РАН: ведущий научный сотрудник, заведующий лабораторией, директор Новосибирского филиала, главный научный сотрудник.

Научные исследования М.А. Мальгина были связаны, в основном, с Алтаем. Закономерным итогом многолетней работы явился выход в свет монографии «Биогеохимия микроэлементов в Горном Алтае»[1], в которой впервые в Горном Алтае на основе большого фактического материала были установлены уровни содержания и закономерности распределения микроэлементов (марганца, меди, кобальта, бора) в главных компонентах ландшафта: породах, почвах, водах и растениях. Было установлено, что сложность и разнообразие природных условий Горного Алтая предопределили существенную неоднородность в содержании микроэлементов в ландшафтах. Было проведено биогеохимическое районирование Горного Алтая и выделено 3 биогеохимических пояса:

1. Высокогорных тундр и альпийских лугов.
2. Горно-лесной.
3. Степных и сухостепных межгорных котловин и речных долин.

Биогеохимический пояс высокогорных тундр и альпийских лугов характеризуется в основном низким и средним валовым содержанием микроэлементов, отсутствием биогенной аккумуляции их, невысоким содержанием подвижной формы марганца по всему почвенному профилю в горно-тундровых почвах и повышенным – в перегнойно-аккумулятивном горизонте горно-луговых почв.

Биогеохимический горно-лесной пояс занимает почти половину территории Алтая. Здесь М.А. Мальгин выделил два биогеохимических района – северо-восточный и центральный.

Северо-восточный район занимает территорию, прилегающую к Телецкому озеру. Природные условия способствуют интенсивному круговороту микроэлементов. Пышная древесно-кустарниковая и травянистая растительность способна поглощать в большом количестве микроэлементы. При разложении растительных остатков, которое идет очень интенсивно, микроэлементы быстро возвращаются в почву. В гумусовом горизонте почв аккумулируется только марганец, благодаря преимущественному распространению во флоре растений-манганофилов. Кислая реакция среды и обилие осадков (до 1000 мм в год) способствуют миграции микроэлементов как вниз по профилю, так и с внутрисочвенным боковым стоком в пониженные элементы рельефа, ручьи, реки, отчего природные воды района содержат микроэлементов больше, чем воды Центрального и Юго-Восточного Алтая. Благодаря высокому снежному покрову, способствующему непромерзанию почвогрунта, процесс выноса микроэлементов, хотя и замедленно, идет и зимой.

Центральный биогеохимический район занимает верхний и средний уровень лесного пояса с более суровым, чем на северо-востоке, климатом. В почвах этого района М.А. Мальгин отметил повышенное (по сравнению с кларком) содержание меди, связанное с высокой концентрацией этого микроэлемента в горных и почвообразующих породах. Также здесь обнаружена сильная аккумуляция марганца в гумусовом горизонте. Хорошая дренированность и увлажненность почв, большая крутизна склонов способствуют перемещению микроэлементов с внутрисочвенным боковым стоком, но только летом. Природные воды этого района так же, как и биогеохимического высокогорного пояса, содержат микроэлементов немного.

Биогеохимический пояс степных и сухостепных межгорных котловин и речных долин занимает достаточно большую площадь. Основной фон почвенного покрова высокогорных (свыше 1000 м над ур. м.) сухих котловин и речных долин составляют каштановые почвы. На высотах менее 1000 м над ур. м. распространены черноземы (южные, обыкновенные, типичные). Степная растительность и почвы степного ряда почвообразования предопределили характер поведения микроэлементов в ландшафте. Содержание валового марганца и бора в почвах несколько меньше, а меди и кобальта больше, чем в среднем в почвах страны. Природная обстановка (незначительное количество осадков, нейтральная среда почвенного раствора, наличие карбонатного горизонта в профиле) не способствуют выносу микроэлементов как вниз по профилю почвы, так и за его пределы.

М.А. Мальгиным была поднята и исследована такая важная в научном и социальном плане проблема, как проявление йодной недостаточности в Алтае-Саянской горной стране [2].

Исследованиями выявлена неоднородность в содержании йода в горных породах. Больше этого микроэлемента обнаружено в метаморфических и осадочных породах, чем в гранитах. По сравнению с горными породами почвообразующие породы богаче и разнообразнее по содержанию йода. По насыщенности йодом почвообразующие породы располагаются в следующий ряд: лессовидные карбонатные суглинки – бескарбонатные бурые глины и элювио-делювий коренных пород – песчано-галечниковый аллювий.

Уровень концентрации йода в почвообразующей породе в определенной мере наследуется сформировавшимися на ней почвами. Распределение йода по профилю почв неравномерное. Оно зависит от свойств почв: гранулометрического состава, гумусированности, pH среды, наличия карбонатов, водного режима. В хорошо увлажненных почвах кислого ряда йод способен частично мигрировать с внутрисочвенным боковым стоком не только в долины и котловины, но и за пределы ландшафта.

М.А. Мальгиным была составлена схематическая карта содержания йода в гумусовом (A_1 , $A_{\text{пах}}$) горизонте почв, имеющая не только познавательное, но и практическое значение при планировании мер профилактики эндемического зоба у животных и человека. На карте выделено 5 групп почв, достоверно различающихся по уровню концентрации йода. На 68% территории горной страны, занятой почвами со средним содержанием йода менее 2 мг/кг, имеется наибольшая потенциальная опасность проявления йодной недостаточности у животных и человека.

Растения Алтая содержат неодинаковое количество йода (0,00-1,32 мг/кг), что объясняется их систематической принадлежностью, условиями произрастания и фазами развития. Растения из семейств злаковых и розоцветных имеют самые низкие концентрации йода, а из семейства сложноцветных – самые высокие. Лесное высокотравье, произрастающее на кислых почвах, накапливает йода больше, чем растения степи. К концу вегетации содержание йода в органах и тканях растений существенно снижается.

Обнаружено низкое содержание йода в кормах, заготавливаемых на Алтае на зиму. Особенно мало его в сене из злаковых трав, фуражном зерне, в ветоши, которая используется в основном как пастбищный корм для овец. Предложены приемы обогащения трав йодом путем внесения в почву йодсодержащих удобрений и некорневого питания раствором солей йода, позволяющие увеличить концентрацию микроэлемента в травах в 4-7 раз.

На основании анализа йодной ситуации, сложившейся в Алтайской горной стране, и исследования состояния щитовидной железы (абсолютный и относительный вес, содержание йода в ней) установлена ранее неизвестная широкая распространенность йодной недостаточности и пораженность эндемическим зобом животных (овец) в регионе. Предложены профилактические меры борьбы с недугом: полноценное (по йоду) кормление животных за счет добавок в рацион солей йода или кормов, обогащенных йодом с помощью йодсодержащих удобрений.

Эндемический зоб у человека на Алтае распространен повсеместно, но неравномерно. Наибольшая заболеваемость людей отмечена в районах, где широко распространены малогумусные кислые почвы с промывным типом водного режима – дерново-глубокоподзолистые, горно-лесные серые оподзоленные и другие, слабо обеспеченные йодом, наименьшая – в районах с черноземными почвами, содержащими достаточное его количество. Однако имеются исключения, когда обратной зависимости между содержанием йода в почве и проявлением зобной эндемии нет. Они связаны с улучшением социальных условий и проводимыми лечебно-профилактическими мерами. Благодаря последним, пораженность населения эндемическим зобом существенно снизилась, но из-за неблагоприятной биогеохимической обстановки, как предупреждал М.А. Мальгин, потенциальная опасность заболевания сохраняется.

В 1998 г. М.А. Мальгин защитил докторскую диссертацию по теме «Биогеохимические особенности бассейна Верхней Оби» [3]. Исследованная территория многообразна и сложна в природном отношении, разнообразна в направленности хозяйственной деятельности, неравномерно урбанизирована. В ходе проведенных исследований М.А. Мальгиным был вскрыт дефицит доступного для растений фосфора в большинстве пахотных почв региона и как следствие – низкое содержание этого элемента в местных кормах (пастбищных и заготавливаемых на зиму) и разработаны пути устранения недостатка элемента. Также выявлены повышенные концентрации ртути, свинца, меди,

цинка и кадмия в почвах над рудными месторождениями и в ореолах рассеяния, в местах транспортировки и переработки руд. Миграция за пределы их концентрирования незначительна и существенной экологической опасности для смежных территорий не представляет. Установлено, что содержание остаточного ^{137}Cs в почвенном покрове большей части территории не превышает уровня глобального фона. Выявленные локальные загрязнения свидетельствуют лишь о былом влиянии. В настоящее время опасности для человека они не представляют, к тому же находятся вне селитебной зоны. М.А. Мальгин сделал вывод, что в целом биогеохимическая ситуация в бассейне Верхней Оби вполне удовлетворительная для проживания людей и ведения хозяйственной деятельности. Многие местности, особенно в Горном Алтае и Туве, могут служить эталоном чистоты.

Михаил Александрович являлся одним из авторов крупных коллективных работ по проблемам строительства Катунских ГЭС и выявления последствий ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне.

В течение многих лет М.А. Мальгин был активным членом 2-х диссертационных советов, работал ученым секретарем Диссертационного совета в Институте почвоведения и агрохимии СО РАН.

Важное место в научной биографии М.А. Мальгина занимала педагогическая деятельность. Многие годы он работал профессором Горно-Алтайского государственного университета. Под его руководством подготовлено 8 кандидатов наук. Михаил Александрович активно помогал многим ученым из самых разных регионов страны и ближнего зарубежья.

М.А. Мальгин – автор более чем 160 опубликованных научных работ, включая 2 персональные и 3 коллективные монографии. За научные достижения награжден медалью «За доблестный труд в ознаменование 100-летия со дня рождения В.И. Ленина».

Михаила Александровича отличали глубокие научные знания, обширный кругозор, доброжелательность по отношению к ученикам и коллегам и огромное трудолюбие. Он трудился до самой последней минуты жизни.

Литература

16. Мальгин, М.А. Биогеохимия микроэлементов в Горном Алтае / М.А. Мальгин. – Новосибирск: Наука, 1978. – 272 с.
17. Мальгин, М.А. Проявление йодной недостаточности на Алтае / М.А. Мальгин. – Горно-Алтайск: Горно-Алтайское отделение Алтайского книжного издательства. – 1988. – 56 с.
18. Мальгин, М.А. Биогеохимические особенности бассейна Верхней Оби. – Диссертация в виде научного доклада на соискание ученой степени доктора биологических наук / М.А. Мальгин. – Барнаул-Новосибирск: 1997. – 54 с.

УДК 631.41

А.В. Пузанов, О.А. Ельчинова
ОЦЕНКА БИОГЕОХИМИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ В АЛТАЕ-САЯНСКОЙ
ГОРНОЙ СТРАНЕ

A.V. Puzanov, O.A. Elchininova
ASSESSMENT OF BIOGEOCHEMICAL SITUATION IN THE ALTAI-
SAYAN MOUNTAIN COUNTRY

Институт водных и экологических проблем СО РАН
E-mail: gafiver@mail.gorny.ru

Аннотация. Разнообразие и сложность геоморфологических, геологических, гидрографических, климатических условий, контрастный литохимический фон, экология горного почвообразования и обусловленные ею разносторонние почвообразовательные процессы в системе высотной поясности Алтае-Саянской горной страны определили существенную неоднородность микроэлементного состава ее почвенного покрова. Установлено содержание Mn, Zn, Cu, Co, Hg в почвах, растениях, пищевых продуктах рассматриваемой территории, дана эколого-биогеохимическая и санитарно-гигиеническая оценка сложившейся ситуации.

Abstract. The variety and complexity of geomorphological, geological, hydrographic and climatic conditions, the contrasting lithochemical background, the ecology of mountain soil formation and related soil-forming processes in the system of altitudinal zonation of the Altai-Sayan mountain country resulted in considerable heterogeneity of the microelement composition of its soil. Here, the content of Mn, Zn, Cu, Co, Hg in soils, plants and food products was specified, the ecological-biogeochemical and sanitary-hygienic assessment of the current situation was made.

Алтае-Саянская горная страна представляет собой крупную блоковую структуру со сложным горно-котловинным рельефом в центре Азии. Для нее характерно господство средневысотных и высокогорных складчато-глыбовых горных систем, разделенных котловинами. Горная страна включает Алтай, Кузнецкий Алатау, Салаирский кряж, Кузнецкую котловину, Западный и Восточный Саян, Восточно-Тувинское нагорье и Тувинскую котловину. Общая площадь Алтае-Саянской горной страны в пределах России составляет около 700 тыс. км².

У западных предгорий Алтая и Салаирского кряжа заканчивается широтное простираание степной и лесостепной природных зон равнин. На остальной территории Алтае-Саянской горной страны степь распространена изолированно между горными хребтами, покрытыми тайгой. Основу почвенного покрова межгорных котловин составляют черноземы выщелоченные, обыкновенные, южные и горные, а в наиболее сухих местах – горные каштановые почвы. Количество гумуса составляет 1,5-2,5% в светло-каштановых почвах и 4-12% в черноземах обыкновенных, реакция среды варьирует от нейтральной до слабощелочной.

Горы покрыты преимущественно таежными елово-пихтовыми, а также лиственничными, лиственнично-кедровыми и сосновыми лесами. На наиболее увлажненных склонах запада и севера Алтая и Саян под кедрово-пихтово-осиновыми лесами (черневой тайгой) формируются горно-лесные серые почвы. Под парковыми лиственничными лесами и их производными с мезо-ксерофитным травянистым покровом встречаются горно-лесные черноземовидные почвы. На внутренних хребтах с более континентальным климатом под лиственничными и сосновыми лесами господствуют подзолистые, буро-таежные кислые неоподзоленные почвы. В Саянской и Тувинской областях, где значительно распространена многолетняя мерзлота, формируются мерзлотные почвы – подбуры таежные. Содержание органического вещества в горно-лесных почвах находится в пределах от 4% в дерново-глубокоподзолистых и светло-серых до 18% в горно-лесных черноземовидных, реакция среды изменяется от кислой до слабощелочной (в карбонатных горизонтах).

Значительные площади занимает высокогорный пояс, растительный покров которого состоит из кустарников (ерников), субальпийских и альпийских лугов, горной тундры; местами встречаются каменные россыпи и ледники. Под луговой растительностью сформировались горно-луговые почвы, характеризующиеся маломощным защебненным профилем, ярко выраженным проявлением дернового макропроцесса, выщелоченностью профиля, отсутствием признаков оподзоленности, кислой реакцией почвенного раствора.

Горные тундры представлены сообществами кустистых лишайников на горно-тундровых светлых слабогумусированных почвах, травянисто-лишайниковых – на горно-тундровых торфянистых почвах, травянисто-дриадовыми сообществами – на горнотундровых дерновых почвах. Наиболее характерными свойствами горно-тундровых почв являются сильная защебненность профиля, значительное накопление в органогенных горизонтах слабоминерализованного, высокозольного органического вещества фульватной природы, кислая реакция среды, равномерное распределение главных компонентов валового химического состава по профилю, биогенная аккумуляция кальция, марганца, фосфора и серы в верхних горизонтах.

Контрастный литохимический фон, петрографическое и гранулометрическое разнообразие аккумулятивных и остаточных кор выветривания, экология горного почвообразования и обусловленные ею разносторонние почвообразовательные процессы, разнообразные биогеохимические циклы элементов и ландшафтно-геохимические ситуации в системе высотной поясности Алтае-Саянской горной страны обусловили существенную неоднородность микроэлементного состава ее почвенного покрова (табл. 1).

Главным фактором, определяющим уровень содержания химических элементов в почвенном покрове, являются почвообразующие породы, представленные элювиальными, элювио-делювиальными, аллювиальными, аллювиально-делювиальными, озерно-аллювиальными и эоловыми отложениями, лессовидными карбонатными суглинками и бурыми бескарбонатными глинами. Геохимические особенности четвертичной коры выветривания определяются высотной поясностью.

Физико-химические параметры почв, влияющие на концентрацию, пространственное и внутрипрофильное распределение химических элементов: содержание гумуса, карбонатов, реакция среды, емкость поглощения, поглощенные катионы, а также химический состав водных вытяжек и гранулометрический состав изменяются в широких пределах. Содержание гумуса в органогенных горизонтах колеблется от 1,6 в светло-каштановых до 24,4% в горно-тундровых почвах; карбонатов – от 0 в почвах высокогорного и горно-лесного поясов до 25% в каштановых почвах. Реакция среды находится в диапазоне от сильнокислой в горно-лесных дерново-глубокоподзолистых и горно-тундровых до сильнощелочной в каштановых почвах; гранулометрический состав – от песчаного до глинистого.

Выявлены следующие особенности биогеохимии Алтае-Саянской горной страны.

Биогенная аккумуляция микроэлементов – важнейшая экологическая характеристика наземных ландшафтов. Биогенное накопление марганца свойственно большинству типов почв, меди – степным почвам, цинка – горно-лесным и степным почвам, кобальта – горно-лесным черноземовидным и черноземным почвам. Депонирование гумусом микроэлементов предотвращает их выщелачивание в условиях слабокислых транзитных ландшафтов горных регионов; степень насыщения гумуса микроэлементами убывает от горных почв к почвам степных котловин.

Современные процессы опустынивания в сухостепных котловинах обуславливают низкий уровень концентрации микроэлементов в пахотных вариантах чернозёмных и каштановых почв и изменения их биогеохимических циклов.

Почвенный ил содержит больше Cu, Co, Zn, Hg по сравнению с мелкоземом соответствующих горизонтов в целом. Для Mn, Cu и Zn характерно биогенное накопление их илистой фракцией. Концентрация микроэлементов в почвенном иле определяется уровнем их содержания в составе илистых фракций почвообразующих субстратов.

Высокое содержание микроэлементов в карбонатах реликтовых карбонатных горизонтов каштановых, чернозёмных и горно-лесных черноземовидных почв является результатом их осаждения на щелочном барьере в процессе формирования аккумулятивных обызвесткованных кор выветривания.

Таблица 1

Содержание химических элементов в почвах Алтае-Саянской горной страны, мг/кг

Химический элемент	Кларк в земной коре [1]	Кларк в почвах мира [1]	Почвы высокогорного пояса	Почвы горно-лесного пояса	Почвы лесостепного пояса	Почвы межгорных котловин и речных долин	Почвы в целом
Mn	1500	850	631 (153)	835 (477)	613 (69)	604 (1352)	660
Zn	83,0	50	55,7 (149)	61,1 (541)	64,6 (81)	51,4 (1230)	54,9
Cu	47,0	20	30,1 (177)	35,5 (563)	45,9 (69)	33,2 (1018)	34,1
Co	18,0	10	15,3 (160)	17,6 (561)	18,5 (81)	13,2 (1171)	14,8
Hg (фоновые районы)	0,08	0,01	0,041 (5)	0,099 (271)	–	0,103 (873)	0,102
Hg (районы месторождений)	0,06-36						

Примечание. Прочерк – нет данных. В скобках – число проб.

Каштановые почвы и южные черноземы супесчаного и песчаного гранулометрического состава Убсунурской, Улуг-Хемской и Хемчикской котловин слабо обеспечены подвижной формой Mn, Cu, Co и Zn для растений повышенного и высокого выноса, здесь также возможны нарушения нормальной регуляции функций у живых организмов.

В недрах Алтае-Саянской страны сосредоточены разнообразные и богатейшие по запасам полезные ископаемые. В пределах Алтае-Саянской горной страны выделяются территории с аномально высокими концентрациями цинка, свинца, меди, кобальта, никеля, ртути, ванадия, хрома и вольфрама в компонентах экосистем – биогеохимические провинции, которые по контуру совпадают с ореолами рассеяния полиметаллических месторождений (табл. 2). Содержание тяжелых металлов в почвах, формирующихся в пределах биогеохимических провинций, значительно превышает верхние пороговые концентрации и ПДК. Растения характеризуются накоплением значительных количеств кобальта, меди, цинка, свинца, никеля, морфологическими отклонениями, нарушением физиологических функций.

Таблица 2

Содержание тяжелых металлов в почвах и растениях над полиметаллическим месторождением, Северо-Западный Алтай, мг/кг

	Глубина образца, см	Pb	Zn	Cu
Чернозем обыкновенный маломощный суглинистый на щебнистом элювио-делювии пород. Разрез 3з				
A	10-20	20	150	150
AB	50-60	30	100	100
B	70-80	30	150	150
BC	120-130	80	300	2000
CD	150-160	100	200	1500
ОДК в почвах, близких к нейтральным, нейтральным (суглинистым и глинистым), pH KCl > 5,5 [2]		130	220	132
Полынь		61,3	117	39

Аномальные концентрации тяжелых металлов (ртути и кадмия) обнаружены в почвах, формирующихся над ртутными месторождениями. В почвах, развитых над ртутными месторождениями Алтая, среднее содержание ртути составляет 2,3 мг/кг и превышает фоновое более чем в 20 раз. В отдельных точках концентрации этого элемента достигают 36 мг/кг. Тем не менее, специфика геохимического поведения ртути в её сульфидных месторождениях, которые в основном приурочены к высокогорьям и среднегорьям, обусловила экологически неопасные её концентрации в почвах геохимически сопряжённых с ними котловин. Высокие содержания свойственны только почвам, находящимся непосредственно над рудными телами. Ореолы рассеяния локализованы в пространстве, содержание ртути в почвах ореолов в 2-3 раза выше фоновых значений.

Уровень концентраций кадмия в почвах в районах месторождений превышает фоновые в 380-400 раз.

В целом, почвы Алтае-Саянской страны, не испытывающие влияния рудных тел месторождений и ореолов рассеяния, содержат марганца ниже кларка почв [2], цинка – на его уровне, меди, кобальта, ртути – выше (табл. 1)

Средняя концентрация химических элементов в растениях Алтае-Саянской горной страны находится в пределах фоновых значений (табл. 3). Встречаются как растения-манганофилы, накапливающие марганца до 2083 мг/кг (представители семейств Ericaceae и Vacciniaceae), так и растения с критическим уровнем марганцевой и цинковой недостаточности. На субальпийских и альпийских отгонных пастбищах возможна негативная реакция животных на повышенное содержание марганца в кормовых растениях. В целом, количество химических элементов в растениях, за исключением марганца, не превышает максимально допустимый уровень в кормах, а концентрация элементов-токсикантов – допустимый уровень для БАДов на растительной основе.

Таблица 3

Микроэлементы в растениях незагрязненных территорий, мг/кг

Mn*	Cu	Zn	Pb	Cd	Hg
65±5 (5-368)	5,8±0,4 (0,7-19,0)	28,3±1,1 (3,6-72,0)	1,39±0,08 (0,05-5,7)	0,088±0,001 (0,004-1,6)	0,017±0,002 (0,004-0,13)
Естественные уровни содержания в травах суши [3]					
17-334	1-20	12-47	0,1-10	0,07-0,27	0,04-0,1

Примечание. * – выборка без растений-манганофилов. В скобках – пределы колебаний.

Анализ содержания химических элементов в животноводческой продукции позволяет считать, что эти продукты являются безопасными в соответствии с принятыми санитарно-гигиеническими нормативами [4]. Концентрация приоритетных токсикантов (свинца, кадмия, мышьяка) в них находится на следовом уровне (табл. 4).

Таблица 4

Микроэлементы в пищевых продуктах, мг/кг

Продукт	Cu	Zn	Mn	Pb	As	Hg	Cd
Сыр ПДК [4]	4,3±0,8 –	49,6±2,2 –	0,41±0,07 –	– –	– –	0,0034±0,0009 0,03	0,0068±0,0017 0,2
Молоко ПДК [4]	0,19±0,1 –	3,1±0,2 –	0,05±0,01 –	<0,002 0,1	<0,02 0,05	–	0,00028±0,00005 0,03
Мед ПДК [4]	0,41±0,06 –	4,1±0,6 –	1,1±0,3 –	0,023±0,006 1,0	<0,05 0,5	<0,0008 –	0,0011±0,0001 0,05
Мясо ПДК [4]	8 –	40 –	<0,3 –	0,133 0,5	<0,08 0,1	0,0023 0,03	<0,001 0,05

Примечание. Прочерк – нет данных.

Одной из медико-экологических проблем рассматриваемой территории является высокий уровень заболеваемости населения эндемическим зобом. Центрально-азиатское

внутриконтинентальное положение Алтае-Саянской горной страны обуславливает дефицит йода – незаменимого микроэлемента для животных и человека – в компонентах экосистем. Ландшафтно-геохимические условия в степных и сухостепных котловинах и, прежде всего, щелочная реакция среды и высокое содержание карбонатов на фоне очень низкого содержания йода (часто менее 2 мг/кг) обуславливают низкую доступность микроэлемента растениям, низкий уровень его концентрации в природных водах, а, следовательно, недостаточное поступление в организм животных и человека, и как следствие, высокий уровень заболеваемости эндемическим зобом. Также выявлены как селенодефицитные провинции, так и селеновые провинции с высоким содержанием селена в степных экосистемах, в условиях которых у животных может наблюдаться селеновый токсикоз. Не исключено, что в районах, где выявлен существенный дефицит селена, есть необходимость в селеновых подкормках сельскохозяйственных животных.

Литература

1. Виноградов А.П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры // Геохимия, 1962. -№7. -С. 555-571.
2. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. Гигиенические нормативы ГН 2.1.7.2511-09 – М., 2009.
3. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. – 439 с.
4. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. СанПиН 2.3.2.1078-01. – Москва: ФГУП «ИнтерСЭН», 2002. – 168 с.

Л.Н. Йованович
МОНИТОРИНГ БЕЗОПАСНОСТИ ПРОДУКТОВ ПИТАНИЯ В
ПИЩЕВОЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ РЕСПУБЛИКИ СЕРБИИ

L.N. Jovanović
MONITORING OF FOOD SAFETY IN THE FOOD INDUSTRY OF SERBIA

Университет АЛЬФА, г. Белград, ул. П. Тольяти 3, Республика Сербия

E-mail: larisa.jovanovic@alfa.edu.rs

Аннотация. Внедрение системы НАССР в Республике Сербии стало обязательным в 2011 году в соответствии с Законом о ветеринарии и Законом о безопасности пищевых продуктов. Производители продуктов питания обязаны принять соответствующие меры, чтобы вести производство в соответствии с действующим законодательством. Главной целью данной работы является анализ основных аспектов методологии НАССР для ее применения в сербских компаниях. Обязанностью каждого производителя является предоставление сертификата качества и безопасности продуктов питания.

Abstract. The introduction of HACCP system in the Republic of Serbia became the legal obligation in 2011 under the Law on Veterinary and Food Safety Law. It is important that food producers in the Republic of Serbia take appropriate measures and activities to keep their production in compliance with applicable laws. The main objective of this paper is to analyze the basic aspects of the HACCP methodology for the purpose of its application in Serbian companies. The obligation of each manufacturer is to deliver quality and safe food.

Введение

Глобальное загрязнение почвы и воды, использование пестицидов, фунгицидов и других химических веществ в сельском хозяйстве заставляет нас задуматься о необходимости регулярного контроля безопасности продуктов питания. Управление качеством и безопасностью производства продуктов, а также в транспорте и торговых сетях является одним из жизненно важных интересов человечества. Современный подход НАССР методологии, направлен на снижение риска отравления пищевыми продуктами и приводит одновременно к улучшению имиджа и рентабельности компании на мировом рынке. В связи с вышеизложенным, особое место в статье занимает внедрение методологии НАССР, которая входит в серию стандартов ISO 22000. Сертификат ISO 22000 к концу 2014 года получили предприятия в более чем 165 стран мира. Стратегия системы НАССР основывается на контроле производственного процесса в критических точках, где выявленные риски можно контролировать и корректировать до приемлемого уровня в процессе мониторинга [1].

Актуальность и важность этой работы заключается в том, что сегодня, эксперты подчеркивают необходимость создания современных превентивных механизмов для улучшения продовольственной безопасности, и укрепления международной системы контроля безопасности и качества, чтобы в максимально возможной степени, защитить потребителей. Серьезный подход к решению проблемы безопасности пищевых продуктов предполагает введение междисциплинарного характера сотрудничества всех секторов и участников [2]:

- первичные производители,
- промышленность,
- частный сектор,
- инспекции,
- кафе и рестораны,
- транспортные и торговые секторы,
- потребительские компании.

1. Внедрение НАССР методологии в пищевой промышленности.

НАССР (Hazard Analysis Critical Control Points) - это интегрированная система контроля безопасности пищевых продуктов на всех этапах производства и

транспортировки в торговых сетях. Она является превентивным подходом, который способствует снижению риска для здоровья человека. Последовательное применение системы НАССР и систематических улучшений в процессах производства и транспорта продуктов питания, имеют многочисленные преимущества:

- снижение заболеваний и отравлений, вызванных контаминированной (загрязненной) пищей;
- выполнение эффективного контроля безопасности продуктов;
- эффективное функционирование пищевой промышленности, дистрибьюторов продуктов и других участников пищевой цепи;
- повышение конкурентоспособности компаний на внутренних и международных рынках;
- устранение технических и других барьеров, в частности, различных форм протекционизма в международной торговле сырьем и продуктами питания.

В целях реализации методологии НАССР Европейский союз принял директивы 2092/91 и 1804/99, которые регулируют применение НАССР методологии. Общие принципы производства безопасной пищевой продукции представлены в директиве ЕС 178/2002. Система НАССР может быть реализована в любой организационной единице, которая должна работать в соответствии с основными принципами гигиены пищевых продуктов и кодексами хорошей практики в соответствии с законодательством. Управление маркетингом с применением стандартов качества и безопасности и экологической маркировки продукции способствуют увеличению прибыли предприятий [3,4]. Мониторинг осуществляется во всей цепи производства продуктов питания и кормов от "фермы до вилки".

2. Применение НАССР методологии на предприятии "Medomix", Петроварадин

Исследование применения системы НАССР, проведенное в фирме "Medomix" Петроварадин, доказало преимущества этой методологии. Результаты исследования могут послужить в качестве ориентира для тех организаций, которые решили применить НАССР методологию. Фирма "Medomix" приняла все необходимые меры для защиты здоровья человека и безопасности своей продукции. Эти меры осуществляются в ходе следующих фаз:

- разработка и реализация прописей по безопасности продукции;
- применение правил, относящихся к работе сектора;
- назначение лиц, ответственных за выявление и оценку риска в производстве;
- проверка соответствия требованиям Codex Alimentarius-а по гигиене в производстве пищевых продуктов;
- анализы безопасности продукции, процессов производства, упаковки, хранения и транспортировки;
- мониторинг содержания опасных примесей и пищевых добавок;
- регулярный осмотр оборудования, установок и помещений, в которых идет упаковка пищевой продукции;
- регулярная проверка здоровья и гигиены сотрудников;
- обучение персонала в целях выполнения гигиенических требований.

Система НАССР применяемая в "Medomix" определяет конкретные опасности и профилактические меры по борьбе с ними для того, чтобы уменьшить производственные риски. НАССР методология на предприятии "Medomix" реализуется через систему тестирования, мониторинга и анализа биологических, химических и физических опасностей загрязнения продукта на всех фазах: от получения сырья, упаковочных материалов и вспомогательных материалов, в ходе обработки, упаковки, хранения до поставки продукции потребителям [5].

Порядок деятельности включает соответствующие принципы НАССР методологии:

- формирование НАССР группы;

- подробное описание продукции;
- составление диаграмм потока сырья, готовой продукции, транспортных средств и персонала;
- проверка блок-схем производства на практике;
- выявление всех возможных опасностей;
- анализ риска и последствий, к которым выявленные риски могут привести;
- предложение соответствующих мер по управлению рисками;
- определение критических контрольных точек;
- идентификация концентрации опасных веществ для каждой критической контрольной точки;
- создание системы мониторинга для каждой критической контрольной точки;
- идентификация корректирующих и превентивных мер;
- управление записями и документацией системы НАССР.

Применение системы НАССР в "Medomix" достигается с помощью программы превентивных мер на основе контроля и мониторинга качества и безопасности сырья и всех материалов (включая упаковку), а также безопасности всех процессов производства, упаковки, хранения и поставки. Для выполнения обязательств по безопасности продукции "Medomix" должен разработать и внедрить систему НАССР, которая обеспечивает эффективную реализацию всех мер, необходимых для обеспечения безопасности пищевых продуктов. "Medomix" определяет характеристики исходного и конечного продуктов в рамках применения системы НАССР.

На основе анализа собранной информации "Medomix" определяет необходимость внесения изменений в производстве продуктов в рамках сферы применения НАССР методологии. НАССР группа составляет список всех возможных (микро) биологических, (био) химических и физических опасностей и причин их появления на основе результатов анализа всех аспектов безопасности продукции.

Мониторинг обеспечивает своевременную информацию в целях предотвращения превышения концентрации опасных веществ в критических точках. Процесс регулируется, когда результаты мониторинга указывают на потерю контроля в критических контрольных точках.

Данные мониторинга рассматривает лицо, обладающее знаниями и полномочиями для принятия мер по исправлению положения. Контроль производства продукции осуществляется непрерывно или периодически в соответствии с планами управления. Элементы системы мониторинга включают инструкции, измерения и записи результатов измерений. Уполномоченными за контроль лицами являются: работники на производственной линии, контролеры по оборудованию и подсобные рабочие. НАССР команда на основе результатов рассмотрения несоответствий принимает решение о корректирующих мерах, принятых в целях устранения причин несоответствий, О необходимости принятия мер по исправлению несоответствий, их причинах и последствиях, нужно оповестить персонал, задействованный в процессе производства, и составить адекватные записи.

Топ-менеджмент устанавливает и своевременно предоставляет все необходимые ресурсы для создания, внедрения и мониторинга системы НАССР, требования нормативных документов, перечень профилактических мер, запросы для корректирующих мер, информации о проверке несоответствий и рассмотрении жалоб клиентов [6]. Топ-менеджмент, по меньшей мере один раз в год, и после аудита, пересматривает систему НАССР, чтобы обеспечить ее постоянную адекватность и эффективность в соответствии с законами Республики Сербии [7,8].

Заключение

Риск для здоровья человека часто связан с загрязнением ингредиентов конечного продукта (сырья, воды и т. д.). Производитель несет ответственность за здоровье своих

потребителей и обязан устранить все виды рисков "от фермы до вилки". Это означает, обеспечение безопасности продуктов питания от биологических, микробиологических, химических и физических рисков. Система НАССР организована в целях предотвращения риска для здоровья человека с помощью контроля во всех точках, где может возникнуть риск загрязнения пищевых продуктов. Новый подход к проверке и мониторингу безопасности продуктов питания, в настоящее время применяется во всех странах Европейского Союза и в других развитых странах мира на основе проверки производственных линий и в процессе транспортировки продуктов.

Компания по производству меда "Medomix" из Петроварадина, а также и другие сербские компании, например, "Apicase Honey" (Белановица, Лыг) и MelMel Biomed являются предприятиями, которые понимают важность системы НАССР, применяют стандарты безопасности продуктов и поставляют на международный рынок сертифицированную по методологии НАССР продукцию.

Литература

1. Јовановић Л., Пешић-Микулец Д., Павловић И.: Грански стандарди квалитета и безбедности у прехранбеној индустрији и примарној производњи, *Ecologica*, Београд 2012, 270 стр.
2. Čajka Z., Jovanović L.: Sustainability in marketing, production and consumer behaviour in Serbia, In: Stošić I. (Ed.), *Economic Sciences on the Crossroad: proceedings from the international conference*, Belgrade: Institute of Economic Sciences, 2013, pp. 537-547.
3. Čajka Z., Erić D., Jovanović L.: Recognition of eco-labelling and eco-symbols on product packaging in Serbia, *Ecologica* 74 (2014), 217-221.
4. Čajka Z., Jovanović L.: *Održivi marketing menadžment*, *Ecologica*, Београд, 2014.
5. Документација компаније "Medomix", 2011.
6. Петровић М., Бабић М., Антић К.: Значај имплементације ХАЦЦП система у одрживој прехранбеној производњи, *Ecologica* бр. 64, Београд, 2011, стр. 647-650.
7. *Zakon o veterinarstvu* (Sl. Glasnik RS, No 91/2005)
8. *Zakon o bezbednosti hrane* (Sl. Glasnik RS, No 41/2009)

В.А. Алексеенко
К ВОПРОСУ ТЕХНОГЕННОЙ МЕТАЛЛИЗАЦИИ ПОЧВ

V.A. Alekseenko
TO THE ISSUE OF TECHNOGENIC METALLIZATION OF SOILS

Морской государственный университет, г. Новороссийск, Россия;

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия

E-mail: al.vl.alekseenko@gmail.com

Аннотация. Рассматриваются особенности антропогенной металлизации почв, начиная с добычи полезных ископаемых. Выделяются участки различного размера с различным содержанием металлов в почвах. Такие участки формируются начиная от разработки месторождений и заканчивая утилизацией механизмов и материалов. Указывается на возрастающую металлизацию почв сельскохозяйственных ландшафтов.

Abstract. Peculiarities of anthropogenic soils metallization are considered, starting with the extraction of minerals. Areas of different size with various metals content in soils are specified. Such sites are formed during the time period from mining till the disposal of machinery and materials. The increasing soil metallization in agricultural landscapes is noted.

Техногенная металлизация относится к числу последствий антропогенной деятельности, уже охватившей всю биосферу. В последние десятилетия повышенными концентрациями металлов стали характеризоваться такие ее части, как атмосфера, гидросфера, педосфера. Увеличилась концентрация ряда металлов в растительной части живого вещества. Наибольшие из рассматриваемых геохимических изменений произошли в почвах. Они являются депонирующей средой, в которую металлы поступают как в результате непосредственной антропогенной деятельности, так и через атмосферу, подземные и поверхностные воды, с растительным опадом. Опыт исследований показал [1,2,3], что высокие концентрации металлов в почвах сохраняются десятилетиями после их непосредственного антропогенного использования. В связи с этим содержания металлов в почвах и их изменения можно рассматривать как важнейший показатель антропогенного загрязнения биосферы.

Из почв идет постепенное поступление химических элементов в атмосферу, гидросферу и в живое вещество. При этом в организм человека металлы в повышенных концентрациях могут поступать непосредственно из окружающей его среды и через загрязненные продукты питания [4]. Это заставляет довольно детально рассматривать процесс металлизации почв, особенно в районах добычи полезных ископаемых, обогащения руд и выплавки металлов.

Схематично процесс техногенной металлизации биосферы, и в частности почв, можно представить в следующем виде:

1. Поступление металлов в верхние части биосферы идет, в основном, из крайне небольших по объему (часто не выходящих на дневную поверхность) участков литосферы с повышенными (иногда до десятков тысяч раз по сравнению с кларком) их (металлов) содержаниями, а также из отвалов горных выработок.
2. Поступление металлов в окружающую среду в дальнейшем происходит при транспортировке руд, их обогащении и получении концентратов. При этом обычно загрязняются почвы и растения в районах действующих обогатительных фабрик.
3. Поступление металлов из отходов обогащения руд.
4. Поступление металлов в окружающую среду и их накопление в почвах в результате выплавки металлов из концентратов.
5. Накопление металлов в почвах в результате изготовления, а также последующих износа и утилизации механизмов, материалов и т.п. веществ.

6. Особо следует выделить загрязнение почв у дорог, связанное с транспортировкой материалов с повышенным содержанием металлов, а также связанное с использованием этилированного бензина. Повышенное содержание Pb в этих случаях сохраняется в почвах годами.
7. Последствия всего рассматриваемого процесса загрязнения в наибольшей мере проявились в металлизации почв населенных пунктов.
8. Как особую разновидность металлизации почв часто приходится рассматривать накопление металлов в сельскохозяйственных ландшафтах.

Процесс металлизации биосферы в целом, и особенно почв, идет со все нарастающей скоростью. Об этом можно судить по региональным мониторинговым исследованиям, проведенным в лесных ландшафтах на Северо-Западном Кавказе. Опробовались по сетке 5x5 – 10x7 км горные породы, почвы и основные виды растений. Число проб, подверженных анализу, превышает 7000, из них 4000 составляют пробы почв. Анализ полученной информации показал, что за 13 лет в большом биогенном (лесном) регионе (в котором обрабатывалось лишь несколько небольших месторождений ртути и вблизи отсутствуют крупные промышленные предприятия) возросли с вероятностью 95% средние содержания Mn, Cu, Cr и Pb.

В почвах степей и пастбищ Нижнего Дона (на юге этого региона есть ряд крупных промышленных предприятий, а общее число проанализированных проб почв превышает 2300) увеличилась концентрация Cu, Pb, Ag, Ni, V, Cr.

Металлизация планетарных частей биосферы могла произойти только за счет первичной добычи металлов, т.е. при отработке месторождений полезных ископаемых. Как пример этого процесса рассмотрим геохимические изменения почв, происшедшие при добыче и обогащении Pb-Zn руд на месторождении Текели, в Казахстане и на рекультивированном отстойнике обогатительной фабрики, выведенном из эксплуатации более 50 лет назад. Материал отстойника был перекрыт привозными почвами. На них произрастают травы и деревья.

Самые высокие средние содержания основных металлов, составляющих руды, приурочены к различным участкам территории рудника (около 1 км²) и существенно превышают кларк почв Земли: Pb(225), Zn(30,6), Ba(15,5), Cu(7,4). (Здесь и далее в скобках кларк концентрации)**.

В привозных почвах на отстойнике, созданном на обогатительной фабрике Pb-Zn комбината, более чем через 50 лет после его создания средние содержания основных металлов руд, хотя и меньше, чем в почвах на руднике, но существенно превышают кларк почв: Pb(225), Zn(13,6), Ba(3,1). Кроме того, в повышенных концентрациях появились Mo(3,2) и Sr(1,7), что вероятнее всего связано с процессом обогащения руд. Разброс содержаний металлов в отдельных пробах почв на руднике гораздо больше, чем на отстойнике, что свидетельствует о более равномерном распределении элементов в отстойнике.

Однако не все повышенные содержания металлов в почвах попадают в живое вещество. За несколько условный и предварительный показатель попадания металлов в организмы можно взять содержание элементов в листьях деревьев.

**Кларк концентрации в данном случае - отношение фонового содержания в почвах изучаемого района к кларку почв Земли. Термин введен В.И. Вернадским в начале XX в.

Средние содержания в золе листьев в большинстве случаев выше в сравнительно редких деревьях на руднике. Содержания основных металлов руд в листьях деревьев на отстойнике существенно ниже, для Zn и Pb – соответственно в 1,9 и 1,8 раза. Таким образом, можно предварительно считать, что более высокие содержания металлов в почвах на руднике попадают в больших количествах в живое вещество, а, следовательно, и более опасны.

Продолжая рассматривать полученные материалы, отметим, что более равномерно распределены металлы в листьях тополя (как и в почвах) на отстойнике. Это позволяет

считать, что вся площадь отстойника представляет потенциальную опасность для организмов. Кроме того, в рассматриваемом случае, как и в большинстве других, обогатительные фабрики, а, следовательно, и отстойники, находятся на территории населенных пунктов.

Следовательно, можно считать, что на здоровье населения большее отрицательное влияние оказывают повышенные концентрации металлов в почвах, связанные не с непосредственной добычей руд, а с их обогащением. Кроме того, современные способы рекультивации почв на отстойниках, только на первые годы, улучшают эколого-геохимическую обстановку.

При транспортировке руд к обогатительным фабрикам загрязнение почв происходит на небольших площадях и чаще на горных дорогах. Оно фиксируется отдельными геохимическими аномалиями вдоль дорог. Содержание металлов в почвах редко превышает аномальное для единичных проб. Загрязнения почв на больших площадях, связанного с транспортировкой концентратов, практически не установлено.

Существенная металлизация почв связана с получением металлов из концентратов. Так, по данным М.С. Панина, в почвах г. Усть-Каменогорска (Pb-Zn комбинат), занимающего гораздо большую площадь, чем отстойники на обогатительных фабриках и окружающих их небольших населенных пунктов, среднее содержание в почвах Cu равно 7,6, Cd – 0,9, Bi – 0,2, Ag – 0,05, Mo – 0,4, Pb – 25,4, Zn – 89 (все в $n \cdot 10^{-3}\%$).

В почвах населенных пунктов, где в наибольшей мере происходят создание, износ и утилизация механизмов и материалов, увеличилось более чем в 2 раза, по сравнению с кларком почв Земли, содержание Ca, Hg, Pb, Zn [3]. Если к перечисленным элементам добавить те, у которых кларк концентрации (приведен в скобках) незначительно меньше двух, то рассматриваемая ассоциация металлов примет следующий вид: Hg(80), Pb(5,4), Ca(3,9), Zn(3,2), Cu(1,9), Cd, Co(1,8), Ba(1,7).

О металлизации почв сельскохозяйственных ландшафтов можно судить по данным таблицы 1.

Выводы:

1. Металлизация почв охватила практически всю биосферу.
2. Наибольшие концентрации металлов в почвах установлены в, занимающих сравнительно небольшую площадь, районах добычи и обогащения руд.
3. Преобладающая сейчас рекультивация в районах обогащения руд не препятствует распространению металлов через десятилетия.
4. Наибольшие по площади и наиболее опасные для человека концентрации металлов в почвах характерны для населенных пунктов и связаны с выплавкой металлов, изготовлением, износом и утилизацией механизмов и материалов.
5. Необходимо особо учитывать возрастающую металлизацию почв сельскохозяйственных угодий.

Литература

1. Алексеенко В.А. Эколого-геохимические изменения в биосфере. Развитие, оценка. – М.: Универ. Книга; Логос, 2006. – 520с.
2. Алексеенко В.А., Суворинов А.В., Власова Е.В. Металлы в окружающей среде. Лесные ландшафты Северо-Западного Кавказа.- М.: Универ. книга, 2008.- 264 с.: ил.
3. Алексеенко В.А., Алексеенко А.В. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов.- Ростов н/Д.: Изд-во ЮФУ, 2013.-388с.
4. Мотузова Г.В., Карпова Е.А. Химическое загрязнение биосферы и его экологические последствия.- М.: Изд-во МГУ, 2013.- 304с.

Работы выполнены при частичной финансовой поддержке проекта базовой части госзадания Министерства образования и науки РФ, 1894.

Таблица 1

Фоновые содержания (с вероятностью 95%) ряда наиболее часто используемых металлов в почвах сельскохозяйственных ландшафтов
(В.А. Алексеев, 2006)

Ландшафт	Металлы ($n \cdot 10^{-3}\%$)														
	Cu	Zn	Pb	Ag	Sn	Mo	W	Ba	Co	Ni	Mn	Ti	V	Cr	Sr
Пастбища	5,32± 0,38	12± 1,44	4,63± 0,51	0,0096± 0,00	0,61± 0,06	0,46± 0,14	0,28± 0,04	79,47± 11,08	1,95± 0,11	5,42± 0,56	88,9± 9,5	500± 34	14,63± 1,31	11,47± 1,38	29,47± 11,87
Богарные пашни	5,13± 0,08	12,39± 0,29	4,23± 0,06	0,011± 0,0005	0,61± 0,01	0,36± 0,01	0,29± 0,01	76,73± 3,81	2,16± 0,04	5,58± 0,11	80,8± 3,2	497± 6	14,01± 0,21	10,50± 0,15	19,63± 1,29
Орошаемые пашни	5,44± 0,27	14,02± 0,86	4,47± 0,19	0,012± 0,0008	0,64± 0,02	0,44± 0,03	0,26± 0,03	67,08± 3,42	2,39± 0,30	6,88± 0,49	76,3± 12,4	481± 10	13,85± 0,62	10,24± 0,26	16,07± 1,60
Рисовые чеки	5,5± 0,25	14,44± 1,17	4,48± 0,22	0,013± 0,0016	0,63± 0,03	0,47± 0,07	0,25± 0,03	70,38± 6,57	2,29± 0,13	7,81± 0,46	67,7± 5,1	477± 20	14,62± 0,66	10,92± 0,63	16,44± 1,24
Сады	15,0± 2,7	14,26± 0,93	4,12± 0,13	0,011± 0,0016	0,57± 0,02	0,38± 0,09	0,27± 0,03	73,03± 5,51	2,15± 0,10	5,79± 0,39	105,2± 15,2	533± 26	13,86± 0,68	12,50± 0,90	31,14± 7,10
Ореховые плантации	6,75± 1,24	13,13± 1,83	4,25± 0,33	0,0098± 0,00	0,51± 0,03	0,23± 0,05	0,21± 0,05	66,25± 11,30	2,06± 0,30	5,00± 0,38	142,5± 40,1	588± 103	14,38± 1,25	11,25± 1,64	42,50± 16,8
Виноградники	15,05± 3,11	13,62± 0,85	4,17± 0,20	0,017± 0,0024	0,59± 0,02	0,28± 0,04	0,32± 0,02	71,98± 6,19	2,18± 0,18	5,31± 0,22	103,6± 20,3	460± 26	12,33± 0,89	11,86± 0,63	31,00± 7,75
Чайные плантации	5,15± 0,52	13,80± 4,0	4,10± 0,47	0,012± 0,0037	0,56± 0,03	0,41± 0,36	0,3± 0,00	73,00± 11,18	2,30± 0,65	4,30± 0,43	141,0± 57,8	600± 94	16,00± 2,00	12,80± 1,83	12,50± 7,64
$C_{max} (с/х)$ $C_{min} (с/х)$	2,93	1,20	1,12	1,77	1,25	2,04	1,52	1,20	1,22	1,81	2,10	1,30	1,30	1,25	3,40
Кларк	2	5	1	$n^* 0,01$	1	0,2	?	50	0,8	4	85	460	10	20	30

С.А. Остроумов
ДЕТАЛИЗАЦИЯ КОНЦЕПЦИЙ В.И.ВЕРНАДСКОГО О РОЛИ
ЖИВОГО ВЕЩЕСТВА В БИОГЕОХИМИИ БИОСФЕРЫ

S.A. Ostroumov
DEVELOPMENT OF THE V.I. VERNADSKY'S CONCEPT ON THE ROLE
OF LIVING MATTER IN BIOGEOCHEMISTRY OF THE BIOSPHERE

МГУ им. М.В.Ломоносова, биологический факультет, Москва

E-mail: ar55@yandex.ru

Аннотация. В работе сделан новый анализ недавно полученных фактов о взаимодействии химических элементов с живым веществом. Этот анализ охватывает последние эксперименты, проведенные автором, в которых получены новые данные о сорбции химических элементов (тяжелых металлов и некоторых других элементов) биомассой и мортмассой водных растений, а также биологически детритом. В результате проведенной работы сделан вывод, что необходимо модернизировать концепцию биогенной миграции атомов химических элементов. Эта концепция была изначально предложена В.И.Вернадским в указанной выше форме. Модернизированная формулировка этой концепции такова: биогенная миграция и иммобилизация химических элементов.

Abstract. In the paper, a new analysis of recent facts on interactions of chemical elements with living matter was made. This analysis included the recent experiments conducted by the author. The new data on sorption of chemical elements (heavy metals and some others) on biomass and mortmass of aquatic plants, as well as biological detritus, were obtained and analyzed. As a result, the conclusion was made that it is necessary to modernize the concept of biogenic migration of atoms of chemical elements. This concept was originally proposed by V.I.Vernadsky. The modernized version of this concept is as following: biogenic migration and immobilization of chemical elements.

Для изучения биогеохимии микроэлементов имеет немалое значение концепция В.И. Вернадского о биогенной миграции атомов. Характерные особенности этой концепции:

1. акцент на движении, перемещении, мобильности атомов – «вихрь жизни»;
2. роль биологического фактора – активная роль именно живого вещества, живых организмов.

Пример публикации, где В.И.Вернадский писал о своей концепции – книга «Биосфера».

В книге «Биосфера» можно найти примеры его высказываний, которые характеризуют эту концепцию (цитирование по изданию 2001 года, указаны номера соответствующих разделов книги):

«Жизнь захватывает значительную часть атомов составляющей земную поверхность материи. Под ее влиянием эти атомы находятся в непрерывном, интенсивном движении» (раздел 19, с.34).

«...проявление...энергии жизни в биосфере. Эта энергия проявляется в работе, производимой жизнью, - в переносе химических элементов...» (раздел 25, стр.40).

«Организмы, ... - все эти разнородные, неисчислимы механизмы улавливают атомы в изменяющейся среде, удерживают их в жизненных вихрях, переводя их из одного в другой» (раздел 62, стр.74).

[... геохимической истории фосфора, кальция, магния...] «... явления вызывают биогенную миграцию... атомов...» (раздел 149, с.146).

Эти примеры суммированы в сжатом виде в таблице 1.

Новые факты, полученные в наших работах [2-8], а также другими авторами, включают в себя новые данные о следующем: (1) иммобилизация металлов биогенным материалом нескольких типов; (2) иммобилизация нескольких металлов на биогенном материале одного типа.

А именно, выявлена иммобилизация металлов биогенным материалом следующих типов:

1. Биомасса;
2. мортмасса и детрит строго определенного (детерминированного) состава (источник – организмы одного конкретного биологического вида);
3. детрит смешанного состава (источник – организмы нескольких биологических видов).

Таблица 1.

Формулировка В.И.Вернадским концепции биогенной миграции атомов в книге «Биосфера». (ориг.)

Использованные В.И.Вернадским выражения, формулировки	Номер раздела книги Биосфера	Страницы по изданию 2001 г.
Организмы улавливают атомы, удерживают их в жизненных вихрях	62	74
Жизнь захватывает атомы, под ее влиянием эти атомы – в непрерывном интенсивном движении	19	34
Энергия жизни проявляется в работе, производимой жизнью, – в переносе химических элементов	25	40
Биогенная миграция атомов	149	146

Примеры некоторых новых данных приведены в других публикациях автора [2-8]. В них были выявлены новые факты об иммобилизации ряда металлов (в том числе меди, кобальта и других тяжелых металлов) биомассой водных организмов и биогенным детритом, который образуется в водной среде.

Отметим также, что есть и обширные сведения в мировой научной литературе об иммобилизации ряда тяжелых металлов биогенным материалом, в том числе биомассой водорослей. Например, новые факты о сорбции тяжелых металлов (свинца) биомассой приведены в работе Mata et al., 2008 [10].

Результаты наших опытов согласуются с полученными многими авторами данными о выявлении биосорбции меди биомассой других видов организмов (так, факты о сорбции меди биомассой бурых водорослей приведены в работе Romera et al., 2007 [9]).

Новые факты помогают сформулировать следующие научные положения:

1. существенную роль имеет именно иммобилизация (что отличается от миграции; явления иммобилизации дополняют миграцию элементов, о которой неоднократно писал Вернадский);
2. существенную роль играет и живое, и мертвое вещество;
3. имеет место дифференциальная иммобилизация.

Необходимо прокомментировать третье из сформулированных нами выше положений. О существовании дифференциальной иммобилизации свидетельствуют наши опыты, показавшие принципиальное отличие в поведении разных металлов, а также в поведении живой и мертвой биомассы.

Сказанное выше ведет к некоторым выводам, полезным для теории и практики.

В теоретическом плане существенно, что из этих фактов следует, что концепция В.И.Вернадского о биогенной миграции атомов нуждается в дополнении. Наш вариант этой концепции таков. Автор предлагает изменить формулировку В.И.Вернадского. В его публикациях было выражение «биогенная миграция атомов». Автор дополняет эту формулировку следующим образом: «биогенная миграция и иммобилизация химических элементов». Дополнительная аргументация изложена в публикациях [11-13].

Вывод, полезный для практики, состоит в том, что результаты представленного анализа работа вносят вклад в более полное понимание роли живого вещества и

биогенного материала в функционировании детоксицирующей системы биосферы, - системы, которая способствует обезвреживанию и снижению токсических эффектов химических загрязняющих веществ, включая тяжелые металлы.

Благодарность. Автор благодарит профессора В.В. Ермакова и сотрудников Института геохимии и аналитической химии им. В.И.Вернадского РАН за обсуждение затронутых в статье вопросов, многих коллег (МГУ, Институт геохимии и аналитической химии РАН, Институт океанологии РАН, университет штата Массачусетс) за участие в анализе элементного состава образцов биогенного материала.

Литература

1. Остроумов С.А. Новые экспериментальные данные о взаимодействии химических элементов с образцами биогенного материала (доклад и публикация в трудах этой школы);
2. Вернадский В.И. Биосфера М.: Издательский дом Ноосфера, 2001, 244 с.
3. Остроумов С.А. Химико-биотические взаимодействия и новое в учении о биосфере В.И.Вернадского. Москва, МАКС-пресс. 2009, 52 с.
4. Тропин И.В., Шестакова Т.В., Остроумов С.А. Термофильные водоросли: взаимодействие с металлами как фактор воздействия на геохимическую среду // *Black Sea Scientific Journal of Academic Research*, 2015, том 20, № 2, с. 27-30.
5. Пухов В.В., Лубкова Т.Н., Шестакова Т.В., Тропин И.В., Котелевцев С.В., Остроумов С.А. Биосорбция металлов эукариотными микроорганизмами – анализ методом ICP-MS // *Black Sea Scientific Journal of Academic Research*, 2015. том 21, № 3, с. 10-15.
6. Ostroumov S.A., Kolesov G.M. The Aquatic Macrophyte *Ceratophyllum demersum* Immobilizes Au Nanoparticles after Their Addition to Water // *Doklady Biological Sciences*, 2010, том 431, с. 124-127.
7. Ostroumov S.A., Kolesov G.M. The role of biodebris in accumulation of elements in aquatic ecosystems // *Contemporary Problems of Ecology*, 2010, том 3, № 4, с. 369-373.
8. Остроумов С.А., Котелевцев С.В., Джонсон Моника, Тайсон Дж, Шин Б. Экспериментальные исследования: биогенное вещество, экотоксиканты и наночастицы. МАКС Пресс Москва, 28 с.
9. Romera E., González F., Ballester A., Blázquez M.L., Muñoz J.A. Comparative study of biosorption of heavy metals using different types of algae. // *Bioresour. Technol.*, 2007, 98, pp. 3344–3353.
10. Mata, Y.N., Blázquez, M.L., Ballester, A., González, F., Muñoz, J.A. Characterization of the biosorption of cadmium, lead and copper with the brown alga *Fucus vesiculosus*. // *J. Hazard. Mater.*, 2008, 158, pp. 316–323.
11. Остроумов С.А. Фундаментальные вопросы экологии обезвреживания токсичных элементов в биосфере и совершенствование экологического мониторинга. Часть 1 // *Экология и промышленность России*. 2011, № 11, с.24-27.
12. Остроумов С.А. Фундаментальные вопросы экологии обезвреживания токсичных элементов в биосфере и улучшения экологического мониторинга. Часть 2 // *Экология и промышленность России*, 2011, № 12, с. 45-49.
13. Остроумов С.А. Обезвреживание токсичных элементов в биосфере и совершенствование экологического мониторинга // *Экология промышленного производства*, 2012, № 1, с. 26-32.

УДК 631.416.8 : 504.054 (571.15)

Г.Г. Морковкин¹, Н.Б. Максимова²
ОЦЕНКА СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ
СТЕПНОЙ ЗОНЫ АЛТАЙСКОГО КРАЯ

G.G. Morkovkin, N.B. Maksimova
EVALUATION OF HEAVY METAL CONTENT IN SOIL OF STEPPE
ZONE OF ALTAI KRAI

¹Алтайский государственный аграрный университет, 656049, г. Барнаул, Красноармейский проспект, 98, E-mail: ggmark@mail.ru

²Алтайский государственный университет, 656049, г. Барнаул, Ленинский проспект 61а, E-mail: ninmaxim@mail.ru

Аннотация. Исследования по оценке содержания тяжелых металлов в почвах степной зоны Алтайского края позволили рассчитать медианное содержание тяжелых металлов в верхнем гумусовом горизонте почв, значения которого могут быть использованы при оценке загрязнения почв тяжелыми металлами в качестве регионального фона. Медианный фон составил: Pb – 16,0; Cd – 0,20; Cr – 69,0; Ni – 29,8; Zn – 72,0; Cu – 22,6; Co – 8,0; Hg – 0,012 мг/кг. Представлено относительное содержание медианных значений тяжелых металлов по административным районам Алтайского края, выраженное в процентах к медианному фону, и показатель суммарного загрязнения почв тяжелыми металлами по районам края. Указано, что в городах и районных центрах с развитой промышленностью окружающая среда (воздух, вода, почва) испытывает натиск огромных количеств токсичных веществ. Проведена оценка возможного загрязнения почв тяжелыми металлами от ряда объектов, являющихся потенциальными источниками загрязнения окружающей среды.

Abstract. The studies evaluating the content of heavy metals in the soils of the steppe zone of Altai Krai made it possible to calculate the median concentration of heavy metals in the top soil humus horizon, the values of which can be used in the evaluation of soil pollution with heavy metals as a regional background. The median background was: Pb - 16,0; Cd - 0,20; Cr - 69,0; Ni - 29,8; Zn - 72,0; Cu - 22,6; Co - 8,0; Hg - 0,012 mg/kg. The relative abundance of the median values of heavy metals in the administrative regions of Altai Krai, expressed as a percentage of median background, and the total soil pollution with heavy metals in the regions are presented. It is noted that the environment (air, water, soil) in the industrial cities and regional centers experiences the load of large amount of toxic substances. The assessment of possible heavy metal soil contamination by the objects, which are the potential sources of pollution, is carried out.

Решение вопросов охраны окружающей среды, поиск подходов к реальному улучшению экологического состояния среды обитания в настоящее время актуальны для мирового сообщества. Это положение подтверждается концепцией рационального природопользования и охраны окружающей среды, основанной на принципе устойчивого развития, принятом на конференции ООН по окружающей среде и развитию 3-14 июня 1992 года в Рио-де-Жанейро [1].

В настоящее время наиболее остро встает проблема техногенного загрязнения окружающей среды, а в связи с этим и получение экологически чистых продуктов питания. Ареал распространения техногенных промышленных выбросов охватывает площадь 18 млн. га, что составляет 1% общей площади России [2].

Среди токсичных веществ, оказывающих влияние на произрастающие растения, а через них на животных и человека, особое место занимают тяжелые металлы (ТМ). Актуальность проблемы загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами обусловлена, прежде всего, их высокой токсичностью и расширяющимися масштабами поступления в биосферу. Вовлекаясь в биологический круговорот, попадая в системы почва-растение-человек, почва-растение-животное-человек, они могут оказывать значительное негативное влияние на здоровье людей. Наиболее опасными для состояния окружающей среды считаются Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, V, Zn, а наиболее ядовитыми как для высших растений, так и для ряда микроорганизмов являются Hg, Cu, Ni, Pb, Co, Cd и, вероятно, также Ag, Be и Sn [3].

Изучение содержания тяжелых металлов в почвах Алтайского края проводили в рамках программы исследования воздействия Семипалатинского полигона на территорию Алтайского края на основании Постановления Правительства РФ № 1160 от 16.11.93 «Комплексная программа по научному обеспечению работ, связанных с оценкой последствий антропогенного загрязнения окружающей среды и испытаний ядерных устройств на население Алтайского края».

В обобщающий анализ были вовлечены данные представленные для экспертной оценки материалов работ организациями, участвовавшими в проведении обследований на территории края (Алтайский ГАУ, ИВЭП СО РАН, ВНИИПТИХИМ, ГПП «Сосновгеология», ГПП «Березовгеология», Алтайской геофизической экспедицией «АлтайГео», ОИГГМ СО РАН и др.). Экспертные работы (первый автор входил в состав экспертной комиссии) проводились согласно теме НИР «Систематизация данных экологического состояния территории и населенных пунктов Алтайского края, подвергшихся воздействию Семипалатинского полигона», выполненной в соответствии с договором между научно-исследовательским институтом региональных медико-экологических проблем МЗ РФ (Заказчик) и научно-исследовательским институтом экологического мониторинга при Алтайском госуниверситете (Исполнитель) №1- /94 от 1 марта 1994.

Основные источники поступления ТМ в незагрязненные почвы: карьеры и шахты при добыче полиметаллических руд, металлургические предприятия; электростанции, сжигающие уголь; автотранспорт; химические средства защиты сельскохозяйственных культур от болезней и вредителей [4-9].

Повышенные концентрации ТМ являются часто результатом непродуманной деятельности человека. Повышение концентрации ТМ в почве возникает в результате длительного применения органических и минеральных удобрений, различных мелиорирующих средств, содержащих ТМ [3].

Указанные процессы влекут за собой формирование положительных техногенных аномалий, когда содержание химических элементов повышено относительно местного фона [10].

Под фоновым уровнем обычно понимают уровень содержания металла в почве на большом удалении от источников загрязнения, в так называемых чистых почвах. Однако в настоящее время, практически нет территорий, не подверженных загрязнению вследствие глобального переноса, что создает трудности поисков эталонных объектов сравнения.

Оценка загрязнения объектов среды тяжелыми металлами обычно проводится относительно определенных гигиенических норм – предельно допустимых концентраций (ПДК) элемента в среде. ПДК тяжелых металлов в почве по Клоке [11]: Cd - 3; Co - 50; Pb, Cu, Cr, Ni - 100; Zn – 300 мг/кг.

Кроме того, принято сравнивать с кларком элементов в литосфере, либо в почвообразующей породе.

Сравнение можно проводить с фоновыми концентрациями химических элементов в почвах определенного региона. Под геохимическим фоном какой-либо территории понимают среднеарифметическое или модальное содержание химического элемента в пределах однородной системы [12].

А.И. Перельман [12] указывает, что если на содержание химического элемента в системе влияет большое число равновероятных, случайных, независимых друг от друга причин, то распределение элемента подчиняется нормальному закону, графическим выражением которого служит кривая Гаусса. При нормальном распределении наиболее вероятным значением служит среднее арифметическое, которое совпадает с модой (наиболее распространенным значением) и медианой (среднее значение в ранжированном ряде величин).

В связи с тем, что в абсолютном большинстве случаев распределение тяжелых металлов не подчиняется нормальному закону степень загрязнения почв тяжелыми металлами лучше всего сравнивать с медианным значением генеральной совокупности [13, 14].

Медианное значение содержания тяжелых металлов дает представление о региональном фоне, который образуется в результате совокупного действия всех факторов почвообразования и прежде всего почвообразующих пород, а также антропогенного воздействия. Данный показатель можно принять за современный фон конкретной территории.

Для оценки территориального распределения содержания тяжелых металлов в верхнем гумусовом горизонте почв была проведена статистическая обработка генеральной совокупности данных по конкретным видам тяжелых металлов по районам края, вовлеченным в обследования. Было рассчитано медианное содержание тяжелых металлов всей обследованной территории, которое учитывается при оценке загрязнения почв тяжелыми металлами в качестве регионального фона. Медианный фон составил: Pb – 16,0; Cd – 0,20; Cr – 69,0; Ni – 29,8; Zn – 72,0; Cu – 22,6; Co – 8,0; Hg – 0,012 мг/кг.

Относительное содержание медианных значений тяжелых металлов по районам, выраженное в процентах к медианному фону, и показатель суммарного загрязнения почв тяжелыми металлами (Z) представлены в таблице 1.

Показатель суммарного загрязнения успешно используется для оценки комплексного загрязнения почв тяжелыми металлами [15], и рассчитывается по сумме коэффициентов концентраций химических элементов (K_c) по формуле:

$$Z = \sum_1^n K_c - (n - 1),$$

где $K_c = \frac{C}{\Phi_{он}}$; C – содержание элемента в пробе, $\Phi_{он}$ – фоновое содержание

элемента, n – число суммируемых элементов.

Процентное содержание тяжелых металлов относительно регионального фона дает возможность сделать заключение об относительном загрязнении почв по районам и конкретным металлам.

Пространственное распределение свинца на обследованной территории характеризуется выраженной приуроченностью к природно-почвенным зонам. Территория зоны черноземов выщелоченных и серых лесных почв средней лесостепи Алтайского края и черноземов луговой степи подгорных равнин характеризуется незначительным содержанием свинца в пределах 0,5–1,0 медианного фона.

Повышенное содержание свинца от 1 до 2 фона отмечается в Приалейской степи. Самое высокое содержание свинца регистрируется в Змеиногорском районе, в условиях зоны черноземов предгорных равнин.

Содержание кадмия в почвах отличается неравномерностью по территории. Так, можно выделить отдельные районы разных природно-почвенных зон с высоким содержанием кадмия. Это характерно для Рубцовского, Курьинского, Смоленского, Советского, Первомайского районов. Большая часть обследованной территории имеет низкое содержание кадмия.

Аккумуляция хрома выражена в условиях черноземов умеренно-засушливой и колючной степей, на предгорных и подгорных равнинах и локально в условиях средней лесостепи в Заринском районе. В целом же его содержание в почвах не превышает двух фоновых значений. Аналогичное распределение свойственно и для никеля.

Содержание цинка в почвах обследованной территории отличается незначительными пределами колебаний от 64% к фону в Угловском районе сухой степи до 127% – в Советском районе на подгорных равнинах.

Максимальное содержание меди отмечается в Тальменском районе, 186% к фону. Повышенное содержание до 1,5 фона характерно для предгорных равнин Алтая.

Аккумуляция кобальта наблюдается в Приалейской степи, на территории предгорных равнин и локально в Заринском районе.

Таблица 1

Относительное содержание тяжелых металлов и показатель суммарного загрязнения в почвах районов исследованной территории

Район	Химический элемент								
	Pb	Cd	Cr	Ni	Zn	Cu	Co	Hg	Z
Алейский	172	–	101	128	109	106	190	150	3,56
Алтайский	69	90	119	100	109	98	109	25	0,19
Бийский	40	30	138	–	93	124	–	417	3,42
Заринский	100	–	160	151	101	121	156	–	2,89
Змеиногорский	331	120	93	80	111	89	125	417	6,67
Зональный	61	125	59	85	112	86	77	33	-0,61
Калманский	73	90	115	91	122	80	85	50	0,06
Косихинский	61	85	23	140	99	55	89	8	-1,4
Красногорский	131	100	93	151	76	133	100	–	1,84
Краснощековский	195	100	116	136	110	130	188	108	3,83
Курьинский	194	175	142	121	103	146	175	333	6,89
Локтевский	144	80	87	104	76	151	150	208	2,99
Новичихинский	231	80	94	67	67	80	100	167	1,86
Первомайский	70	180	89	79	96	63	74	16	-0,33
Поспелихинский	237	110	116	117	92	114	162	250	4,99
Рубцовский	150	245	69	122	100	100	160	167	4,13
Смоленский	64	175	104	83	121	95	84	42	0,68
Советский	74	190	105	119	127	132	89	117	2,53
Троицкий	49	150	79	64	125	59	55	25	-0,94
Тальменский	78	50	90	68	–	186	79	25	-0,24
Топчихинский	72	65	109	84	103	67	96	42	-0,62
Третьяковский	187	60	100	121	99	133	175	250	3,26
Угловский	112	40	45	47	64	58	81	158	-0,96
Шипуновский	188	120	101	124	96	110	185	100	3,24

Максимальное содержание ртути относительно фона наблюдается в условиях предгорных равнин в Змеиногорском, Курьинском районах, а также в Бийском районе, расположенном в средней лесостепи. Территория умеренно-засушливой и колючей степей и большая часть средней лесостепи характеризуются низким содержанием ртути.

Максимальное значение показателя суммарного загрязнения тяжелыми металлами характерно для территорий зон черноземов засушливой степи и предгорных равнин Алтая, самое высокое суммарное загрязнение отмечается для Курьинского, Змеиногорского, Поспелихинского и Рубцовского районов.

Повышенное содержание тяжелых металлов в почвах зоны черноземов предгорных равнин, предгорий и низкогорий Алтая вероятнее всего объясняется влиянием ореолов рассеяния металлов полиметаллических месторождений и рудопроявлений Рудного Алтая (Корбалихинское колчедано-полиметаллическое месторождение, Степное, Золотушенское, Ново-Золотушенское, Орловское цинково-медное колчеданное месторождение).

В городах и районных центрах с развитой промышленностью окружающая среда (воздух, вода, почва) испытывает натиск огромных количеств токсичных веществ [16]. В связи с этим в г. Барнауле и его пригородной зоне, районном центре Шипуново и его

окрестностях, а также в личных подворьях ряда населенных пунктов Приалейской степи исследованы почвы по уровням содержания в них тяжелых металлов.

Наиболее сильными загрязнителями из исследованных источников в г. Барнауле и его окрестностях являются ТЭЦ. От ТЭЦ-1 почва интенсивно загрязнена свинцом, кадмием, ртутью (выше ПДК). От ТЭЦ-3 в северном, западном и восточном направлении даже на расстоянии 5000 м почва наиболее загрязнена (близко к ПДК и выше) хромом, никелем. К югу от ТЭЦ-3 на расстоянии 1000 м содержание всех исследованных тяжелых металлов снижается и близко к их фоновому значению.

Площадки протравливания зерна ядохимикатами являются загрязнителями почв ртутью и кадмием на расстоянии 5 м от источника, автомобильная трасса (Барнаул – Новосибирск) загрязняет почву свинцом на расстоянии до 100 м, кадмием, как более летучим элементом, на расстоянии 200 м от трассы.

Образцы почв, отобранные в центре села Шипуново, содержат близкие к ПДК величины хрома, цинка, меди. Содержание в почвах свинца, никеля, кадмия ниже ПДК. По мере удаления от центра села содержание в почвах свинца, цинка, меди закономерно уменьшается. Полученные результаты дают возможность говорить, что районные центры с развитой промышленной индустрией, наличием значительного количества котельных без систем очистки выбросов служат локальными источниками загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами, оказывая определенное воздействие на почвенный покров и возделываемые культуры.

Содержание тяжелых металлов в огородных почвах в селах Рубцовского района в условиях засушливой степи не превышает предельно допустимых концентраций, повышенное содержание отмечается для цинка. Анализ валового содержания тяжелых металлов в сырых овощах из личных подворий показывает загрязнение ряда овощей из подворий кадмием на уровне близком к ПДК, а в отдельных случаях и выше ПДК. Отмечаются случаи высокого содержания хрома и меди. Повышенное содержание тяжелых металлов в растениях при относительной чистоте почв вероятно связано с их поступлением воздушным путем, в результате техногенных выбросов в атмосферу.

В условиях вегетационно-полевого опыта определено, что при загрязнении черноземов выщелоченных тяжелыми металлами происходит снижение численности бактерий и микроорганизмов, выделяемых на мясо-пептонном и крахмало-аммиачном агаре. С увеличением загрязнения почвы тяжелыми металлами возрастает количество грибной микрофлоры. Причем, максимальная численность грибов наблюдалась на вариантах с внесением свинца на уровне 10 ПДК, меди - 1 ПДК, кадмия 5 ПДК и 10 ПДК [17, 18]. Отмеченные изменения в микробиологическом сообществе, могут оказать существенное влияние на разложение и синтез органического вещества почвы, гумусообразование, т.е. на сущность процесса черноземообразования.

В целом, как указывают С.А. Ушаков и И.С. Ушакова [19], загрязнение среды, особенно химическими веществами, является одним из наиболее сильных факторов разрушения компонентов биосферы, что ведет к постепенному истощению и снижению устойчивости биосферы к нарастающему антропогенному воздействию.

Литература

1. Доклад Конференции Организации Объединенных Наций по окружающей среде и развитию, Рио-де-Жанейро, 3-14 июня 1992 года. – Том 1. Резолюции, принятые на Конференции. - Организация Объединенных Наций, Нью-Йорк, 1993. – 519 с. (A/CONF.151/26/Rev.1 (Vol.1)).
2. Садовникова Л.К. Проблемы использования и рекультивации почв, загрязненных тяжелыми металлами // Химия в сельском хозяйстве. - 1995. - № 1. - С. 37-38.
3. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. – М.: Мир, 1989. - 439 с.

4. Добровольский Г.В. Глобальные циклы миграции тяжелых металлов в биосфере // Тяжелые металлы в окружающей среде и охрана природы. – М., 1988. – С. 4-13.
5. Брукс Р.Р. Загрязнение микроэлементами // Химия окружающей среды: Пер. с англ. – М.: Химия, 1982. – С. 371 - 413.
6. Важенина Е.А. Химические и минералогические исследования почв в окрестностях металлургических предприятий // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. – 1983. – Вып. 35. – С. 32 - 36.
7. Гармаш Г.А. Закономерности наложения и распределения тяжелых металлов в почвах, находящихся в зоне воздействия металлургических предприятий // Почвоведение. - 1985. - № 2. - С. 27 - 32.
8. Шилова И.И., Махнев А.К., Лукьянец А.И. Геохимическая трансформация почв и растительности в районах функционирования предприятий цветной металлургии // Экологические аспекты оптимизации техногенных ландшафтов. - Свердловск, 1984. - С. 14-35.
9. Tyler G. Heavy metals pollution and mineralisation of nitrogen in forest soil // Plant and Soil. - 1974. - Vol. 41. - № 2 - P. 303-311.
10. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. – М., Высшая школа, 1975. – 342 с.
11. Fink A. Fertilizers and Fertilization.- Weinheim et al.: Verlag Chemie, 1982. - 438 p.
12. Перельман А.И. Геохимия: Учеб. для геол. спец. вузов. – 2-е изд., перераб. и доп. – М.: Высш. шк., 1989. – 528 с.
13. Химическое загрязнение почв и их охрана: Словарь-справочник/Д.С. Орлов, М.С. Малинина, Г.В. Мотузова и др. - М.: Агропромиздат, 1991. - 303 с.
14. Сатаева Л.В., Сатаев Е.А. Статистическая структура полей загрязнения почв и снежного покрова вблизи источников промышленных выбросов в атмосферу // Геохим. методы в экол. исслед. / РАН. Ин-т минерал., геохимии и кристаллохимии редких элементов. - М., 1994. - С. 43-54.
15. Геохимия окружающей среды. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
16. Бурлакова Л.М., Морковкин Г.Г. Техногенное загрязнение тяжелыми металлами городских почв и почв подворий населенных пунктов ряда районов Алтайского края//Экономика и экология: антагонизм или сотрудничество: Тез. докл. международ. науч.-практ. конф.- Барнаул: Изд-во АлтГТУ, 1994.- С. 22-25.
17. Ананьева Ю.С., Морковкин Г.Г. Влияние содержания тяжелых металлов в почве на развитие микрофлоры // Антропогенное изменение почв Севера в индустриально развитых регионах: Тез. докл. российской конф. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1995. – С. 42 - 43.
18. Ананьева Ю.С., Морковкин Г.Г. Влияние тяжелых металлов на зимогенную микрофлору в условиях микрополевого опыта // Экологические проблемы сельского хозяйства Алтая: Тез. докл. науч. конф. - Барнаул: Изд-во АлтГАУ, 1995. – С. 23-25.
19. Ушаков С.А., Ушакова И.С. Экологические проблемы и пути их решения // Жизнь Земли. Экологические проблемы и природоохранное образование. - М.: Изд-во МГУ, 1991. - С. 5-19.

А.И. Сысо
РОССИЙСКИЕ ГИГИЕНИЧЕСКИЕ НОРМАТИВЫ
ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ ПОЧВ, ИХ НАУЧНАЯ
ОБОСНОВАННОСТЬ И ПРОБЛЕМЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ

A.I. Syso
RUSSIAN HYGIENIC ALLOWANCES OF ECOLOGICAL ESTIMATION
OF SOILS, THEIR FOUNDATION AND PROBLEMS OF USE

Институт почвоведения и агрохимии СО РАН

E-mail: syso@mail.ru

Аннотация. Анализ действующих в России гигиенических нормативов предельно допустимых концентраций неорганических химических веществ в почве выявил слабую научную обоснованность нормативов из-за методики их определения. В отношении макро- и микроэлементов нормативы противоречат знаниям агрохимии, биогеохимии и геохимии о природном уровне их содержания в почвах разных регионов, необходимости растениям и опасности для окружающей среды. Использование таких нормативов приводит к ошибкам в определении загрязнения почв и его причин, поэтому их необходимо совершенствовать.

Abstract. The analysis of effective in Russia hygienic allowances of maximum allowable concentrations of soil inorganic chemical substances permitted to reveal a weak scientific foundation of allowances because of technique of their determination. As regards of micro- and macroelements the allowances contradict to knowledge of agrochemistry, biogeochemistry and geochemistry on natural level of their content in soils of different regions, necessity for plants and danger for environment. The use of such allowances leads to errors in determination of soil pollution and its reasons; therefore they need to be perfected.

Решение проблемы экологического нормирования нагрузок поллютантов на окружающую среду в значительной степени зависит от определения научно-обоснованного безопасного уровня их концентрации в почвах, выполняющих как глобальные функции в биосфере, так и утилитарные – хозяйственные и санитарно-гигиенические. Выполнение этих функций зависит от генетически и антропогенно обусловленного состава, свойств и режимов почв, для оценки которых разработаны качественно-количественные агрохимические, биогеохимические и санитарно-гигиенические критерии. Хотя все критерии направлены на один объект – почвы, но между собой они оказались недостаточно согласованы, что, с одной стороны, существенно сужает их информационный потенциал, научную обоснованность и объективность, а с другой стороны, чрезмерно расширяет перечень методов определения экологического статуса химических элементов в почвах.

Практика использования «слугами государевыми» - органами Санэпиднадзора, Россельхознадзора и Росприроднадзора, а также учеными и специалистами-экологами, «зелеными» организациями действующих российских гигиенических нормативов санитарной оценки качества почв показала, что её результаты нередко становятся основаниями для возбуждения административных и уголовных дел, общественных протестов в отношении промышленных и сельскохозяйственных предприятий даже при отсутствии факта и источника загрязнения окружающей среды. При этом часто наблюдаются противоречия между результатами санитарно-гигиенической оценки почв и данными агрохимических, биогеохимических и геохимических исследований о природном уровне содержания и статусе химических элементов в почвах регионов, обеспеченности растений, животных и человека макро- и микроэлементами.

На указанные противоречия давно обращали внимание российские и зарубежные ученые (В.Н. Башкин, В.Б. Ильин, Л.П. Капелькина, Г.В. Мотузова и др.), анализировавшие научную обоснованность количественных значений российских гигиенических нормативов качества почв с позиций естественных наук, миграции химических элементов в наземных экосистемах, мирового опыта нормирования и т.д.

Исходная причина подобных противоречий видится в том, что «Методические рекомендации по гигиеническому обоснованию ПДК химических веществ в почве» [1] предписывали санитарным врачам устанавливать предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почвах в лабораторных экспериментах с внесением водорастворимой формы веществ в песчаные и супесчаные почвы. Исследования же должны вестись только в учреждениях гигиенического профиля.

Таким образом, специалисты по коммунальной гигиене экспериментально устанавливали значения ПДК по водорастворимой форме химических веществ в почве. При этом разработчики рекомендаций и ПДК либо не знали, либо игнорировали то, что для тяжелых металлов и мышьяка водорастворимая форма составляет малую долю от их валового содержания в почвах. Как показала история, санитарные врачи обладали скудными архаичными знаниями об элементном химическом составе и свойствах почв, агрохимии, биогеохимии, химии и геохимии макро- и микроэлементов, о потребности в них растений и животных. Это негативно сказалось на обоснованности советских, а ныне российских гигиенических нормативов качества почв, чохом распространенных на все категории земель, а также на грунты, донные отложения водоемов.

Проведенный профессором В.Б. Ильиным [2] анализ истории создания в СССР ПДК химических веществ в почвах показал, что при их разработке: «Исходным материалом для начального варианта, по-видимому, послужили данные о содержании химических элементов в почвах Подмосковья, как определялась величина добавок - сказать трудно. Применение таких ПДК за пределами этой территории оказалось не только проблематичным, но и социально опасным, так как во многих природных регионах СССР естественное (фоновое) содержание некоторых химических элементов-загрязнителей было значительно выше предложенного норматива. Начался поиск «виновников загрязнения».

Такой поиск ведут «слуги государевы», а также специалисты и ученые разного профиля, часто считающие ПДК пределом, превышение которого катастрофично. Однако «ПДК химического вещества в почве – это то максимальное количество химического вещества (исчисляемого в мг/кг пахотного слоя абсолютно сухой почвы) которое не вызывает прямого или опосредованного отрицательного влияния на здоровье человека и самоочищающую способность почвы» [1]. То есть, отечественные ПДК химических веществ в почвах – не красная черта, преодоление которой губительно для окружающей среды, а некий административно и юридически узаконенный, ранее Главным врачом СССР, а ныне Главным санитарным врачом РФ, наибольший уровень содержания химических веществ испытанный в лабораторных экспериментах по указанным выше методическим рекомендациям. По мнению самих разработчиков и В.Б.Ильина «запас прочности» отечественных ПДК в отношении валового содержания тяжелых металлов и мышьяка составляет порядок и более.

С момента первоначального введения в 1976-1987 годах ПДК химических веществ в почвах, гигиенические нормативы в отношении макро- и микроэлементов научно и методически не совершенствовались. Исходные научно-методические недостатки в разработке нормативов с почвенно-агрохимических, биогеохимических и геохимических, химико-аналитических позиций, сохранились до сих пор, а последние «модернизация» и «повышение правового статуса» нормативов сделали их еще более несуразными, позорящими отечественную науку. Сказанное подтвердим примерами.

Первый пример. В гигиенических нормативах 1976-1980 годов значения ПДК мышьяка, свинца, шестивалентного хрома и ртути приводились без учета их фонового содержания в почвах. Так, в ПДК 1980 года, указано «ПДК свинца 20 мг/кг без учета среднего фон, равного 12 мг/кг (А.П.Виноградов. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М. 1950, стр. 220)» [3]. Разработчики гигиенических нормативов знали о необходимости учета фонового содержания нормируемых химических элементов в почвах регионов для оценки их загрязнения. Они сложили величину ПДК по

водорастворимой форме свинца в песке (20 мг/кг) со средним его валовым содержанием в почвах (12 мг/кг), вероятно посчитав, что в техногенных веществах и почвах, содержащих свинец в количестве более 12 мг/кг, элемент находится в водорастворимой форме. Так появилось значение ПДК валового содержания свинца в 32 мг/кг почвы с учетом фона в СанПиН 42-128-4433-87 [4].

Второй пример. По указанному выше принципу, гигиенисты должны были сложить экспериментально установленное ПДК водорастворимого мышьяка в песке - 2,0 мг/кг без учета фона с величиной его кларка в почвах – 5 мг/кг, что дало бы величину ПДК мышьяка в почвах с учетом фона (кларка) - 7 мг/кг. Но по какой-то причине это не было сделано ни в отношении мышьяка, ни других нормируемых ПДК химических элементов (таблица). И до сих пор вопреки научным знаниям о природном количестве и статусе мышьяка в почвах регионов, транслокации в растения, оценку валового содержания мышьяка в почвах России требуются вести по ПДК 2 мг/кг почвы.

Третий пример. Научная и гигиеническая обоснованность ПДК в почвах общего количества ванадия, сурьмы и марганца, подвижных форм нитратного азота, фосфора, калия, серы, марганца, цинка, меди, кобальта, хрома, никеля, свинца, фтора, водорастворимого фтора остается тайной. Публикаций по этому вопросу найти невозможно. Вероятно это закрытая санитарная информация. Открытая же агрохимическая и биогеохимическая информация ставит под сомнение научную обоснованность действующих ПДК в отношении макро- и микроэлементов.

Так ПДК валового марганца в почвах – 1500 мг/кг нельзя признать научно обоснованным. По агрохимическим и биогеохимическим критериям оно находится в пределах его среднего (нормального) количества в почвах (табл.), не вызывающего в природе ни каких аномалий. То же можно сказать о ПДК подвижной формы нитратов, фосфора и калия в почвах, ПДК последнего ранее была 560 [4], а ныне 360 мг/кг [5].

Четвертый пример является подтверждением низкой научной и химико-аналитической компетентности разработчиков и «модернизаторов» ПДК подвижной и водорастворимой форм фтора в почвах - 2,8 и 10,0 мг/кг почвы соответственно [4, 5]. В последнем документе не указаны методы определения форм фтора, в результате получилось, что для фтора водорастворимого ПДК выше, чем для включающей его подвижной формы фтора. Само ПДК подвижного фтора 2,8 мг/кг вызывает сомнение в его обоснованности, поскольку исходно это значение предусматривало определение элемента в вытяжках из почв весьма трудоемким и недостаточно точным методом, рекомендуемым для измерения элемента в диапазоне от 3,0 до 30,0 мг/кг почвы [4].

Таким образом, российские гигиенические нормативы ПДК химических веществ в почвах нельзя признать соответствующими современным научным знаниям о содержании, а также агрохимическом, биогеохимическом, химическом статусе макро- и микроэлементов в почвах России и мира, о способности почв инактивировать поллютанты и ограничивать их миграцию в растения и воды. Причина этого в порочности системы разработки ПДК – только санитарными врачами в учреждениях гигиенического профиля. В гигиенических нормативах есть методическая основа для их совершенствования. Но оно возможно только при участии в нем, как санитарных врачей, так и агрохимиков, биогеохимиков, геохимиков, почвоведов, химиков.

Литература

1. Методические рекомендации по гигиеническому обоснованию ПДК химических веществ в почве. Издание второе. МЗ СССР, 05 августа 1982 г. № 2609-82. М.: – 24 с.
2. Ильин В.Б. Тяжелые металлы и неметаллы в системе почва-растение. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2012. – 221 с.
3. Предельно допустимые концентрации химических веществ в почве (ПДК). (утв. Минздравом СССР 30.10.1980 N 2264-80). М.: Минздрав СССР, 1980. – 37 с.
4. СанПиН 42-128-4433-87. Санитарные нормы допустимых концентраций химических

Пленарное заседание

веществ в почве. М.: Типография Минздрава СССР, 1988. – 54 с.

5. ГН 2.1.7.2041-06. Гигиенические нормативы. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. М., 2006. – 6 с.

Таблица

Значения ПДК/ОДК, агрохимических и биогеохимических критериев оценки содержания макро- и микроэлементов в почвах, в мг/кг абсолютно-сухой почвы

Наименование вещества, оцениваемая форма	ПДК/ОДК	Кларк (фон) в почвах	Агрохимические/биогеохимические пределы		
			дефицит	норма	избыток
Валовое содержание					
Свинец (Pb) валовой	32/32-132	10,0	-	-	-
Мышьяк (As)	2,0/2,0-10,0	5,0	-	-	-
Ванадий (V)	150,0/-	100	-	-	-
Ртуть (Hg)	2,1/-	0,001	-	-	-
Сурьма (Sb)	4,5/-	1,0	-	-	-
Марганец (Mn) валовой	1500/-	850	<300/ <400	300-2200/ 400-3000	>2200/ >3000
Цинк (Zn) валовой	-/55-220	50	<15/<30	15-110/30-70	>110/>70
Медь (Cu) валовая	-/33-132	20	<5-7/<6-15	7-50/15-60	>50/>60
Кобальт (Co) валовой	-		<2-3/<2-7	/7-30	>22/>30
Подвижные (подв.) и водорастворимая (вр.) формы					
Нитраты подв. (по NO ₃)/ (на N-NO ₃)	130,0/ 29,4	-	<89 /<20	89-222 /20-50	>222 />50
КЖУ** подв. (P ₂ O ₅)	27,2	-	<50	50-200	>200
Суперфосфат (по P ₂ O ₅)	200,0	-	<50	50-200	>200
Хлорид калия (по K ₂ O)	360 (560)	-	<100	100-600	>600
Серная кислота (по S)	160,0	-	<6	6-12	>12
Марганец (Mn) подв.	140,0	-	<10,0	10,1-20,0	>20,0
Цинк (Zn) подв.	23,0	-	<2,0	2,1-5,0	>12,0
Медь (Cu) подв.	3,0	-	<0,20	0,21-0,50	>0,50
Кобальт (Co) подв.	5,0	-	<0,15	0,16-0,30	>0,30
Фтор (F) подв.	2,8	-	-	-	-
Фтор (F) вр.	10,0	-	-	-	-

Примечания: прочерк (-) – значение не установлено; для валового количества элементов в числителе агрохимические, а в знаменателе биогеохимические пределы; для подвижных форм макро- и микроэлементов даны агрохимические пределы.

УДК: 546(075.8)

Л.П. Рихванов
ГЕОХИМИЯ ЯДЕРНОГО ТЕХНОГЕНЕЗА

L.P. Rikhvanov
GEOCHEMISTRY OF NUCLEAR technogenesis

Томский политехнический университет, Томск, Россия

E-mail: rikhvanov@tpu.ru

Аннотация. Вторая половина XX века характеризуется тем, что биосфера вступила на новый этап развития, связанный с использованием человеком внутриядерной энергии. Наступила эпоха ядерного техногенеза. В биосфере появились чуждые ей радиоактивные изотопы и радиоактивные элементы (трансурановые). Состав биосферы по альфа-излучающим элементам изменился в 2,5-3 раза. Техногенные радионуклиды вступили в биологический кругооборот.

Abstract. The article deals with the peculiarities of nuclear technogenesis, which began in the 40s of the 20th century. Radioactive elements of natural origin are recorded in excess amounts around the mining and processing enterprises of radioactive elements. Man-made radioactive isotopes (Cs^{137} , Sr^{90} et al.) as well as the transuranium elements are found in all natural environments. Their amounts has tended to increase from 1945 to 1975. Currently, transuranium elements (Pu, Am et al.) still have the tendency to accumulate in the environment.

Термин «техногенез», употребленный А.Е. Ферсманом в своей классической работе «Геохимия» понимался им как геохимическая система, особенности которой обусловлены геохимической деятельностью человека. Ещё ранее в своей работе «Химические проблемы промышленности» (Ленинград, 1924) он употребил термин «антропохимия», понимая под этим химические преобразования, вносимые «промышленностью и народным хозяйством». Последний термин в научной литературе не прижился.

Ядерный техногенез- это весьма специфический тип воздействия на природные компоненты, обусловленные использованием человеком радиоактивных элементов для удовлетворения тех или иных своих потребностей.

Наиболее масштабно он начал проявляться в начале сороковых годов XX века (открытие явления деления изотопа U^{235} , запуск первого ядерного реактора в 1942 году, получение новых трансурановых элементов (Np, Pu) в 1941-1942 гг., начало испытания ядерного оружия в 1945 году). Максимум своего проявления, на наш взгляд, он достиг к концу семидесятых годов.

Деятельность человека в процессе ядерного техногенеза включает в себя: 1) извлечение минералов U и Th из недр; 2) их предварительная подготовка и обогащение; 3) перевод из одной формы в другую; 4) разделение изотопов урана; 5) получение новых химических элементов (Pu, Am и др.); 6) рассеяние радиоактивных элементов и их изотопов в окружающей среде; 7) хранение и захоронение радиоактивных отходов.

Каждый из этих процессов требует создания и организации функционирования сложных и весьма специфических природно-технических систем (добычные предприятия различных типов; горно-химические комбинаты; разделительные, радиохимические и металлургические производства, ядерные реакторы и хранилища радиоактивных материалов и отходов и т.д.). И на каждом этапе их деятельности в тех или иных масштабах происходило воздействие на те или иные компоненты природной среды, а чаще всего на всю их совокупность (атмосфера, гидросфера, почва, биосфера и т.д.).

Первые признаки ядерного техногенеза фиксируются ещё до открытия явления радиоактивности и их носителей-радиоактивных элементов в 1896 году. Это происходило, начиная со средних веков, в районах отработки месторождений Ag (рудные Горы Чехии и Германии), V на плато Колорадо в США, в которых содержались богатые руды ванадия и урана. И уже в те времена было известно, что уран (как химический элемент) это «почечный яд», а у горняков Рудных Гор обнаруживалось странное заболевание, названное «болезнь горных духов», причина которой была открыта только в середине XX века. Как

оказалось, она была обусловлена наличием высокорadioактивной пыли и радона в горных выработках.

На мой взгляд, нечто подобное, близкое к ядерному техногенезу, наблюдается сегодня в селе Калачи (Акмолинская область, Республика Казахстан), известному всему Миру как место с проявлением «сонной болезни» (Журналистский термин. Не путать с сонной болезнью вирусной природы в Африке).

Данный населённый пункт находится в непосредственной близости от уранового месторождения, которое интенсивно отработывалось РУ-5 в 70-80-е годы XX века. Отработка велась подземным способом через шахты на нескольких горизонтах. За период отработки под землёй были созданы подземные полости объёмом около 5,5 млн. куб. м. (по устному сообщению бывшего директора РУ-5 Крюкова). Во время отработки объекта велась откачка воды, осуществлялась активная вентиляция выработок. В рудном поле сформировалась депрессионная воронка (понижение уровня зеркала грунтовых вод). После прекращения добычных работ в девяностые годы XX века, шахты были взорваны, территория рекультивирована. Проблем с развитием подобного по этиологии заболевания не было. Что же могло произойти через два десятка лет? Подземные пространства начали заполняться водой, депрессионная воронка компенсировалась и, на мой взгляд, здесь заработал газо-химический фактор: радон как наркотическое вещество + сложные оксиды азота, образующиеся в подземных пространствах под воздействием радиоактивного излучения + возможно, другие газы (угарный газ, ацетона и др.), связанные с разложением материала, оставленного в подземных горных выработках и радиолизом природных сред. В настоящее время из затопленного подземного пространства газы выжаты близко к дневной поверхности. Колебания уровня подземных вод их периодически (весна, осень) отжимает их как прессом и заставляет перемещаться по проницаемым структурам фрактального типа, в том числе в сторону многострадальной деревни. Этим может объясняться и периодическое колебания активности радона в домах, повышенные концентрации которого достоверно установлены. Вероятно и других газов.

В настоящее время опасность для населения может представлять свойство радона, как инертного газа, производить нарколептический эффект. Общеизвестно, что инертные газы, в том числе и радон обладают сильными анестетическими свойствами.

В последующем опасность для населения будет представлять свойство радона, как радиоактивного элемента, вызывать радиационные эффекты. Для этого надо проводить постоянно цитогенетические исследования, о результатах которых нам пока, неизвестно.

Содержание продуктов распада радона (висмут, свинец, полоний) в биосубстратах человека, превышающее показатели МКРЗ в раз, является дополнительным подтверждением «радоновой модели» экологического воздействия на население села.

Близкими по воздействию на организм человека по типу пост-радиационного синдрома может оказаться, предположительно, синдром хронической усталости или заболевание, подобное синдрому хронической усталости, обусловленное механизмом цикла оксида азота/пероксинитрита (NO/ONOO^-), вызванным воздействием ионизирующего излучения [1].

Наблюдаемые в Калачах симптомы заболевания весьма напоминает таковые, вызванные этим фактором.

Такова, в общем виде рабочая модель, которую надо проверять.

Для проверки предполагаемой модели поступления воздействующих воздушно-газовых компонентов, предложенной Крюковым, которая на наш взгляд находит некоторые подтверждения, необходимо провести геолого-гидрогеологические исследования с бурением скважин и выполнением в них комплекса гидрогеологических исследований за сезонным уровнем колебания подземных вод, газовым и химическим составом вод в динамике и пространстве по направлению от затопленных шахт к селу Калачи.

Методами геофизики выявить проницаемые геологические структуры и их пространственную ориентировку.

В случае подтверждения работы данного механизма поступления влияющих на здоровье компонентов следует провести инженерные работы по водопонижению и изменению структуры перемещения водного потока.

При этом, необходимо учитывать, что на территории Северного Казахстана такая обстановка в местах бывшей добычи урана, где имеется большое количество затопленных урановых рудников, может также сформироваться. Для недопущения этого и в целях исключения повторения подобных событий необходимо запланировать комплексный геоэкологический и медико-биологический мониторинг.

Ощутимый ядерный техногенез проявляется в районах функционирования горно-добычных предприятий. Так, в районе Приаргунского горно-химического предприятия (Забайкальская край), где на протяжении многих десятков лет ведётся интенсивная добыча урана, уровень накопления радиоактивного металла в почвах увеличился в 2-3 раза по сравнению с фоновым уровнем на начало его отработки (Рис.1), в пади Бамбакай, где организовано хвостохранилище, по существу дела, сформировалось комплексное техногенное Mo-U месторождение с накоплением металлов во всех компонентах экосистемы [2, 3].

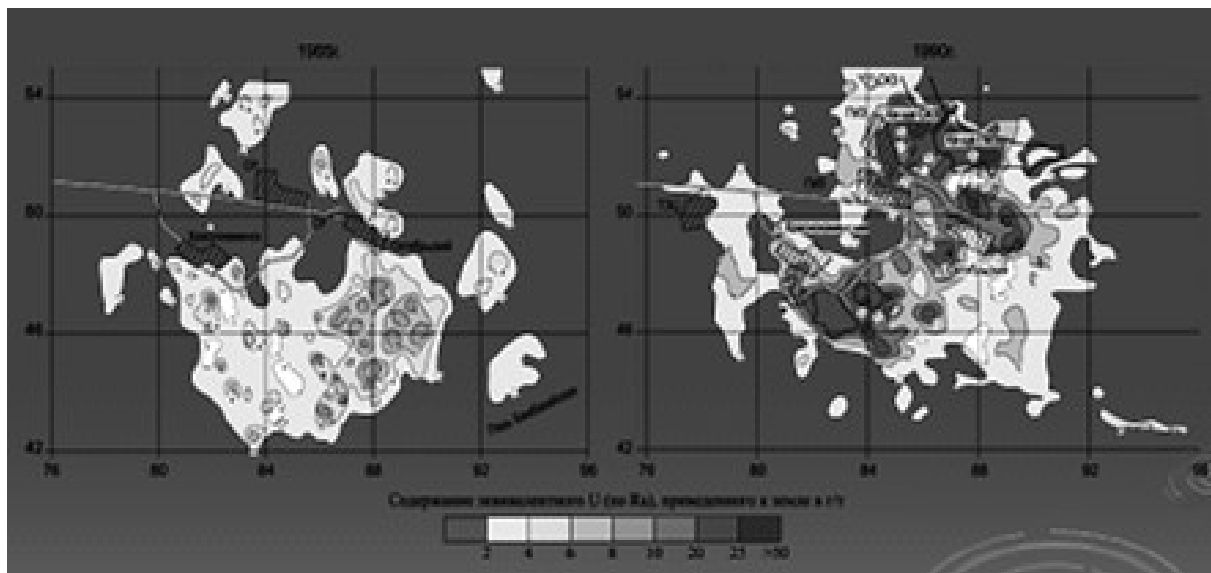


Рис.1. Изменение уровня накопления урана в почвах в районе ППГХО за 35 лет ядерного техногенеза

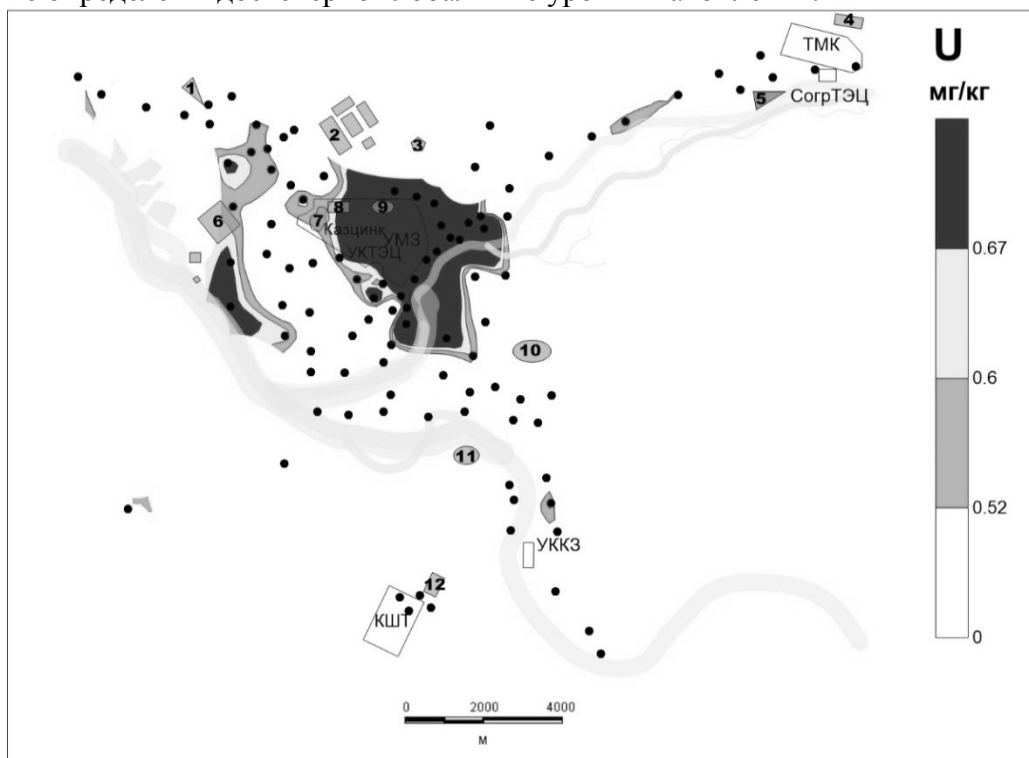
Близкая к этому картина по динамике накопления и пространственной локализации радионуклидов вокруг источников их поступления фиксируется и в других природных средах.

Так, выполненное нами [4, 5], изучение листьев тополя на территории г.Усть-Каменогорска, чётко определило зону ядерного техногенеза вокруг Ульбинского металлургического комбината (Рис.2).

Наиболее масштабно ядерный техногенез проявился в период массового испытания ядерного оружия и, прежде всего в атмосфере. После этих испытаний во всех природных объектах нашей планеты в тех или иных количествах обнаруживались техногенные радиоактивные изотопы и трансурановые элементы и доказательств этому большое количество [6, 7].

Несмотря на то, что прошло более 40 лет со дня прекращения испытания ядерного оружия в атмосфере, сегодня техногенные радионуклиды по-прежнему могут быть обнаружены в тех или иных количествах во всех природных объектах. По некоторым из

них, прежде всего для Pu и других трансурановых элементов, I^{129} и некоторых других до сих пор не определены достоверно глобальные уровни накопления.



Условные обозначения:

- река; - точка отбора проб; - предприятия; - склады отходов:

1 – золоотвал №3 УК ТЭЦ; 2 – хвостохранилище АО «УМЗ»; 3 – пруд накопитель стоков УККЗ; 4 – полигон захоронения и шламонакопитель №3 АО «УК ТМК»; 5 – золоотвал №1 Согринской ТЭЦ; 6 – золоотвал №2 УК ТЭЦ; 7 – терриконы АО «Казцинк»; 8 – отвальное поле АО «Казцинк»; 9 – старое хвостохранилище АО «УМЗ»; 10 – городская свалка твердых бытовых отходов; 11 – бывший склад удобрений и ядохимикатов; 12 – пруд накопитель ливневых стоков КШТ (на основе материалов карты Самакова, 2005 с дополнениями авторов)

Рис. 2. Схематическая карта распределения урана в золе листьев тополя черного (*Populus nigra L.*) на территории г. Усть-Каменогорска, мг/кг золы

В качестве примера рассмотрим существующую информацию по Pu. В большинстве энциклопедических химических справочниках информация о его содержании отсутствует. В таблице геохимических кларков ноосферы, определенных Н.Ф.Глазковским и М.А. Глазковской, концентрация Pu в ноосфере оценена на уровне $1.3 \times 10^{-16}\%$ (в данном случае нами не обсуждается достоверность полученных цифр), что абсолютно приблизительно соответствует его удельной активности 10^{-4} Бк.

Анализ имеющегося в нашем распоряжении материала свидетельствует, что в реальности этот показатель в тысячи раз выше. Можно утверждать, что глобальная удельная активность Pu в почвах на наших широтах будет находиться на уровне 0.4-1,0 Бк/кг на глубине 0-5 см при плотности почв 1.5 кг/дм^3 и 0.1-0.2 Бк/кг на слой пахотной почвы мощностью до 30 см., интервал в котором содержится 95-97 % всего запаса данного радионуклида. Отношение Pu^{238} к $\text{Pu}^{239+240}$ при этом может быть оценено величиной 0.024.

Данный элемент, а некоторые его изотопы относятся к весьма долгоживущим (многие десятки тысяч лет), как, по-видимому, и другие долгоживущие радионуклиды (I^{129} и др.) включились в кругооборот вещества и энергии, в том числе и в кругооборот по трофическим цепям. Информации по этим компонентам весьма мало. Но, тем не менее, мы видим, например, возрастание активности Pu в лёгочной ткани (Рис. 3).

В районах предприятий ядерно-топливного цикла в природных средах отмечается повышенная активность Pu в детских волосах с закономерной тенденцией к её увеличению

по мере приближения к источнику поступления [8]. Аналогичная картина была в своё время отмечена также для детских волос в Белоруссии относительно Чернобыльской атомной электростанции [9].

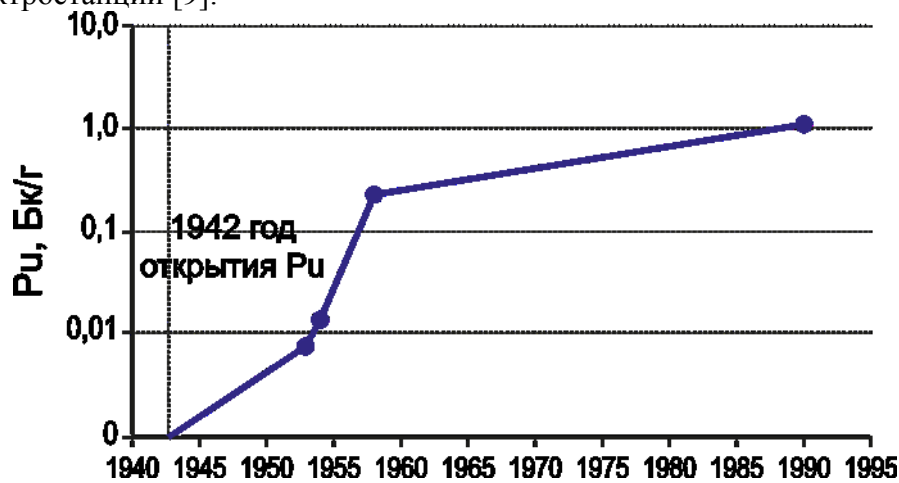


Рис. 3. Вероятная кривая изменения удельной активности Pu в лёгочной ткани человека за последние 55 лет (по единичным не системным исследованиям из литературных источников)

При этом, можно утверждать, что за последние 150 лет, по данным f-радиографии годовых колец деревьев [10, 11] в 3-3,5 раза произошло изменение количества делящихся радионуклидов в биосфере, являющихся также основными альфа-излучателями (рис.4).

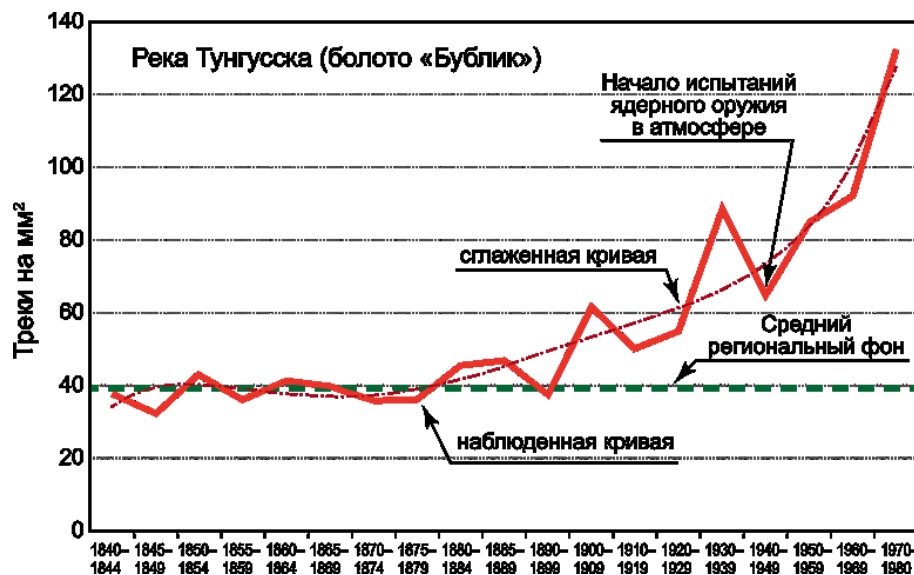


Рис.4. Изменение глобального фона делящихся альфа-излучающих радионуклидов (^{235}U , Pu, At и др.) за последние 150 лет по данным осколочной(f) радиографии годовых колец деревьев

Камнем преткновения, своеобразным оселком, на котором проявляется отношение человека к радиации, стала проблема взаимодействия ионизирующего излучения с биологической тканью, с оценкой риска при воздействии радиации на живой организм и, в первую очередь, на человека.

Уже на самых первых порах изучения этого явления были обнаружены способность излучения от солей радия преобразовывать кислород в озон, вызывать потемнение и появление мелких трещин в стекле, изменять цвет кристаллов химических соединений, вызывать ожоги и язвы и т.д., в том числе и лечебные эффекты (М.и П. Кюри, Э. Розерфорд и др.).

Эта проблема рассмотрена многоаспектно и многократно. Наиболее яркими экспериментами по оценке особенностей влияния радиоактивности на живое вещество можно считать эксперименты, проведённые профессором А.А. Дробковым в 1958 году,

показавшие двойственный характер воздействия радиоактивности на живое вещество. С одной стороны, она угнетает и уничтожает живые организмы, а с другой – стимулирует их развитие. И как тут не вспомнить слова средневекового врача Парацельса, о том, что все вещества яд и всё дело в их количестве.

Особую опасность вызывает не внешнее, хотя при больших дозах и оно вредно, а внутреннее облучение под воздействием высокозаряженных α - и β -частиц, попадающих с воздухом, водой, продуктами питания (Рихванов, 2009 и др.). Именно от этого радиационно опасного фактора, прежде всего, и следует оберегаться. Его необходимо оценивать в первую очередь.

К сожалению, чаще всего о радиационной обстановке судят только по экспозиционной дозе гамма-излучения, которая не отражает реальную обстановку на той или иной территории, в т.ч., например, и в зоне воздействия предприятий ЯТЦ и полигонов испытания. Существуют большие методологические проблемы оценки дозовых нагрузок на человека (А.В. Яблоков и др.).

Объективно оценить этот фактор воздействия, на наш взгляд, можно только методами биодозиметрии (Н.П. Дубинин, А.Б. Бигалиев, Н.Н. Ильинских, А.А. Какабаев и др.).

Главными радиационными факторами будущего, представляющим опасность для человека, на мой взгляд, будут техногенные альфа-излучающие радионуклиды (Pu, Am и др.), а также природный радиоактивный газ Rn и продукты его распада.

Литература

1. Martin L. Pall. Post-radiation syndrome as a NO/ONOO– cycle, chronic fatigue syndrome-like disease// Medical Hypotheses. – 2008. – 71. – С. 537–541.
2. Величкин В. И. и др. Оценка загрязненности геохимических ландшафтов территории Приаргуньского производственного горно-химического объединения (ППГХО) [Читинская область] // Региональная геология и металлогения. – 2001. – N 13/14. – С. 190-194.
3. Величкин В.И., Чуднявцева И.И. Ландшафтно-геохимические исследования при оценке радиэкологического состояния окружающей среды в зоне влияния уранодобывающего и перерабатывающего комплекса: (на примере Стрельцовского Мо-U рудного поля) // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геоэкология. – 2009. – N 2. – С. 99-114.
4. Ялалтдинова А.Р. и др. Влияние выбросов промышленных предприятий г. Усть-Каменогорска на формирование элементного состава листьев тополя. // Вестник Иркутского государственного технического университета. – 2014. – № 2 (85). – С. 108-113.
5. Ялалтдинова А.Р. и др. Оценка эколого-геохимического состояния территории г. Усть-Каменогорска по результатам изучения золы листьев тополя черного (*Populus nigra L.*)– Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. – 2012. – №1 (18). – С. 94-99.
6. Эйзенбад М. Радиоактивность внешней среды. – М.: Атомиздат, 1967.
7. Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиэкологии. – Томск, изд-во STT, 2009. – 430 с.
8. Наркович Д.В. Элементный состав волос детей как индикатор природно-техногенной обстановки территории (на примере Томской области) : автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. –Томск, 2012. –24с.
9. Маленченко А.Ф. и др. Содержания плутония и некоторых микроэлементов в волосах жителей Беларуси, проживающих на территории, пострадавшей при аварии на Чернобыльской АЭС // Гигиена и санитария. – 1997. – №5 – С. 19–21.
10. Рихванов Л.П. и др. Изучение уровня и динамики накопления делящихся радионуклидов в годовых кольцах деревьев //Геохимия. – 2002. –№1. – С.1238-1245.
11. Рихванов Л.П. и др. Дендрорадиография как метод ретроспективной оценки радиэкологической ситуации. – Томск: Изд-во ТПУ, 2015. –148 с.

СЕКЦИЯ 1. БИОГЕОХИМИЯ МАКРО-, МИКРОЭЛЕМЕНТОВ И РАДИОНУКЛИДОВ, ИХ ГЛОБАЛЬНЫЕ И ЛОКАЛЬНЫЕ ЦИКЛЫ

УДК 550.47 : 502 : 911.2

**Ю.Л. Мельчаков¹, А.Е.Козаренко², В.Т.Суриков³
РОЛЬ СТРУКТУРЫ АТМОСФЕРНОГО ЦИКЛА ЭЛЕМЕНТОВ В
БАЛАНСЕ МАССОПЕРЕНОСОВ В ЛАНДШАФТАХ**

**Y. L. Melchakov, A. E. Kozarenko, V. T. Surikov
THE ROLE OF STRUCTURE IN ATMOSPHERIC CYCLE OF ELEMENTS
TO ENSURE BALANCE OF MASS TRANSFER IN LANDSCAPES**

¹Уральский государственный педагогический университет
620017, г. Екатеринбург, пр. Космонавтов, 26, 8-9089269294, (343) 2357618.

E-mail: melchakov_y_l@mail.ru

²Московский Городской Педагогический Университет
107370, г. Москва, ул. Бойцовая, дом 4/37. E-mail emil52@list.ru

³Институт химии твердого тела Уральского отделения Российской академии наук
620017, г. Екатеринбург, ул. Баумана, 13. E-mail: surikov@ihim.uran.ru

Аннотация. Анализируется структура атмосферного цикла элементов. Доказано, каким образом недоучет атмосферного цикла дает некорректную интерпретацию миграционных процессов в ландшафтах. Показаны трудности, возникающие при расчете полного баланса элементов в ландшафтах. Рассмотрены результаты оценки эвапотранспирационного массопотока в фоновых таежных ландшафтах Урала. Показана роль эвапотранспирации: она заключается в ослаблении дисбаланса массопотоков. Сделана попытка оценить малоизученный поток эндогенной газовой эмиссии (флюидный поток) путем сравнения с атмосферными выпадениями. Ставится вопрос о вероятной корректировке существующих представлений о структуре атмосферного цикла элементов и соответственно всей системы миграционных процессов в ландшафтах.

Abstract. The analysis of the structure of the atmospheric cycle of elements is presented. It is proved that underestimation of the atmospheric cycle results in an incorrect interpretation of migration processes in landscapes. The difficulties arising from the calculation of full balance of landscape elements as well as the results of evaluation of evapotranspirational mass transport in taiga landscapes of the Urals are discussed. The role of evapotranspiration, i.e. weakening of mass transfer imbalance is shown. The attempt to assess the under-studied endogenous flow of gas emission (fluid flow) through comparison with atmospheric deposition is made. A probable adjustment of the existing knowledge on the structure of the atmospheric cycle of elements and, therefore, the whole system of migration processes in landscapes is brought up.

Целесообразно при анализе структуры атмосферных циклов элементов выделять две ветви азральной миграции: атмосферные выпадения и эвапотранспирационный перенос из ландшафтов (ветвь, противоположная потоку из атмосферы). Составляющие эвапотранспирационного переноса следующие: поток газовых форм химических элементов в системе «растительность – атмосфера» и в системе «почва – атмосфера». Первый обязан растениям, т.к. в процессе их жизнедеятельности химические элементы переходят в газовую форму нахождения. Другой массоперенос: общее почвенное дыхание, представляет собой суммарный поток двух основных компонентов – дыхание корней и дыхание почвенной микрофлоры.

Миграционные процессы происходят в двух системах: «почва – атмосфера» и «растительность – атмосфера». Как доказал В.И. Вернадский, циклы обратимы лишь в главной части атомов. Это подразумевает несбалансированность циклов. Однако до настоящего времени остается открытым вопрос: насколько корректны существующие оценки баланса массопереносов в ландшафтах?

В начале 80-х гг. XX в. были исследованы два ключевых участка горно-таежных ландшафтов Среднего Урала, удаленные от промышленных центров, – первый на основных и ультраосновных породах, второй – на кислых.

Главным в этих исследованиях было сопряженное изучение атмосферной, водной и биологической миграции тяжелых металлов: марганца, цинка, меди, никеля, кобальта и свинца. В контексте рассматриваемой проблемы итогом выполненных изысканий явилось следующее. В фоновых таежных ландшафтах Урала величины выносимых масс металлов обычно значительно меньше модулей поступления из атмосферы. Эта закономерность не являлась принципиально новой для геохимии и биогеохимии: аналогичные результаты были получены в это же время (80-е гг. XX в.) применительно к лесным экосистемам ряда регионов мира.

С учетом несбалансированности биогеохимических циклов и принятой гипотезы: в сильно залесенных районах перенос вещества от почвенного и фито-ярусов в атмосферу имеет второстепенное значение – был сделан вывод об аккумуляции в изученных ландшафтах большинства рассматриваемых металлов. На основании этого оценен масштаб аккумуляции с помощью упрощенной модели массопереносов: определялись наиболее значимые приходно-расходные звенья биогеохимических циклов элементов – поток из атмосферы и вынос из ландшафтов.

Согласно модели, за 50 лет в ландшафтах, приуроченных к различным породам, накапливается 1000 н кг/км² цинка, марганца, меди, свинца и, кроме того, в ландшафтах на кислых породах – 100 н кг/км² никеля, кобальта, поступивших из атмосферы. Ландшафты, приуроченные к основным и ультраосновным породам, напротив, за это же время теряют 100 н кг/км² никеля и кобальта [1].

Вторая ветвь атмосферного цикла на суше: эвапотранспирационный поток – была изучена в 80-х гг. XX в. недостаточно. Поэтому была не ясна роль эвапотранспирации в балансе химических элементов.

Результаты проведенных в 2000-х гг. исследований на Урале, с акцентом на изучение эвапотранспирационного переноса, заставили пересмотреть вышерассмотренную рабочую модель массопереносов [2, 3]. Суммировав годовые величины массопотоков всех анализируемых 72 элементов, получили следующие значения (в кг/км²): атмосферные выпадения = 6310, биологический круговорот (опад) = 7624, поступление в атмосферу продуктов эвапотранспирации = 1685, вынос с речным стоком = 5039. Отсюда итоговое соотношение миграционных потоков = -420 кг/км² (с учетом эвапотранспирации) или +1290 кг/км² (без учета эвапотранспирации). Следовательно, роль эвапотранспирации заключается в ослаблении дисбаланса массопотоков. Подчеркнем, что, не имея сведений по эвапотранспирационному потоку, можно было сделать вывод об интенсивной аккумуляции в изученных ландшафтах элементов, что не соответствует действительности.

В настоящее время корректный расчет полного баланса элементов в ландшафтах затруднен по нескольким причинам. Одна из них относится к структуре атмосферных циклов элементов: до настоящего времени не выяснено, какая часть эвапотранспирационного потока возвращается в «ландшафт-донор» (т.е. в тот ландшафт, где происходит эвапотранспирация) и соответственно какой остаток переносится за пределы данного ландшафта. Вероятно, принципиальное решение вопроса - использование метода меченых атомов [3].

В начале 2000-х гг. мы предполагали, что эвапотранспирация является наименее изученной в атмосферном цикле элементов. Однако, по нашему мнению, этот тезис, с учетом новых данных, имеет существенное ограничение: для районов, приуроченных к глубинным разломам, практически не изучено влияние флюидных потоков (перемещений летучих соединений в эндогенных условиях) на атмосферную миграцию. Парадоксальность ситуации заключается в том, что ещё полвека назад академик А.П. Виноградов отмечал ведущую роль процессов дегазации Земли в формировании атмосферы [4]. Самой же идее дегазации Земли уже сто лет: она выдвинута в 1912 г. В.И. Вернадским в его докладе «Газовое дыхание Земли» [5].

Как известно, глубинные разломы – это зоны подвижного сочленения крупных блоков земной коры и подстилающей части верхней мантии, обладающие протяженностью

до многих сотен и тысяч км. На поверхности глубинный разлом может иметь ширину в десятки километров и состоять из серии более мелких кулисообразных разломов, между которыми зажаты блоки пород. Ширина зон трещиноватых расланцованных пород, сопровождающих разломы, достигает нескольких десятков километров.

В контексте нашего исследования важно подчеркнуть, что через глубинные разломы осуществляется связь верхней мантии и глубоких частей коры с поверхностью Земли. Также известна принципиально новая гипотеза о напряженных каналах, наполненные водородом, от внешнего ядра Земли до дневной поверхности, причем гравитационное «шевеление» твердого ядра в жидком под воздействием внешнего влияния Луны и Солнца, а также других планет может усиливать процесс глубинной дегазации синхронно в масштабах планеты [6].

Особую группу составляют глубинные разломы, пересекающие как платформы, так и геосинклинальные области и переходящие с континента в океан (глубинные разломы сквозные и сверхсквозные) и образующие, возможно, единую для всей Земли сетку.

В последние годы появились аналитические данные по содержаниям металлов во флюидных включениях. Это позволило предположить, что, по крайней мере, такие металлы как медь, золото и мышьяк могут более эффективно переноситься малоплотной газовой фазой по сравнению с плотными жидкими гидротермальными растворами [7, 8].

С учетом этих новых данных возникает целый ряд вопросов. В частности, нам представляются актуальными следующие: о влиянии в целом флюидного потока на атмосферный цикл элементов и о возможном усложнении структуры атмосферных циклов элементов в конкретных ландшафтно-геохимических обстановках, приуроченных к разломам.

Для ответа на эти вопросы необходимо, во-первых, располагать детальными картографическими материалами по разломам. При этом возникает затруднение, связанное с ограничением зон трещиноватых пород, примыкающих к разломам. Затем нужно оценить масштаб эндогенного массопереноса.

Нужно подчеркнуть, что трансформация флюидных систем в литосферном и ландшафтном ярусах географической оболочки – это две отдельные сложные проблемы. На наш взгляд, в первом приближении чрезвычайно упрощенная модель трансформации потока в ландшафтном ярусе предполагает эффект частичного перехвата флюидов подпочвой и собственно почвой при значительной или даже ведущей роли жидкой фазы (подземных вод).

Это предположение основывается на следующем. Выносы токсичных металлов газами в разломных зонах могут приводить к накоплению в почвенных горизонтах, грунтовых водах и на дне водоемов повышенных концентраций токсичных элементов, в том числе широкого спектра металлов, таких, как ртуть, олово, молибден, литий, рубидий, цезий. Наиболее опасным аспектом этого типа загрязнения является возможность спонтанных выбросов токсичных металлов в водоносные горизонты, а из них – в питьевые источники [9]. Именно это обстоятельство предопределяет экологическую направленность исследований флюидов.

Чрезвычайно интересны первые крайне малочисленные оценки переноса элементов на крупных региональных разломах. В частности, в Байкальской рифтовой зоне геохимические потоки рудных элементов (в $\text{кг/км}^2 \cdot \text{год}$) в концентрационном ряду: мышьяк (3.252 -0.879) → таллий (0.226 -0.139) → ртуть (0.020) уменьшаются примерно на порядок [10]. На основании данных Н.В. Вилор с соавт. по трем разломам: Тункинском, Баргузинском и Краевом шве Сибирской платформы – мы рассчитали средние величины потоков элементов. Они составили (в $\text{г / км}^2 \cdot \text{год}$): ртуть (23), серебро (54), молибден (165), таллий (198), мышьяк (1933).

Для оценки масштаба описываемого явления мы сравнили рассчитанные средние величины потоков элементов с нашими данными по атмосферным выпадениям в

заповедном среднетаежном ландшафте Урала (в $\text{г/км}^2 \cdot \text{год}$): ртуть (46), серебро (570), молибден (79), таллий (50), мышьяк (200). Сравнение позволило сделать вывод в целом о сопоставимости двух массопотоков, причем параметры «дыхания» рифтогенных разломов могут быть меньше атмосферных выпадений (его своеобразного антипода) или превосходить их (максимально мышьяк: на порядок). Последнее сопоставление доказывает, что эффект эндогенного природного переноса элементов может быть сопоставим с техногенным воздействием.

Приведем еще одну показательную оценку: стационарный поток эндогенной газовой эмиссии через поверхность земного шара составляет 7,4 тыс. т ртути в год, что существенно выше мировой годовой добычи ртути [11].

Важно отметить, что эндогенный поток может обуславливать накопление элементов не только в геосинклинальных областях, но и на платформах: в зонах разломов в покровных отложениях. В частности, установлено, что на участках разрывных нарушений и на ограниченных ими поднимающихся блоках земной коры накапливаются кальций, магний, железо, титан, цирконий, марганец, никель, ванадий, бор, иногда свинец [12].

Таким образом, исследования потоков флюидов могут скорректировать существующие представления как о структуре атмосферного цикла элементов, так и в целом о системе миграционных процессов в ландшафтах.

Литература

1. Мельчаков Ю. Л. Соотношение атмосферной и водной миграции с биологическим круговоротом тяжелых металлов в горно-лесном ландшафте // Научные доклады высшей школы. Биологические науки. 1989. № 9. С. 28—32.
2. Мельчаков Ю.Л. Закономерности элементопереноса в системе «почва — атмосфера» (на примере Северного Урала) // Литосфера. 2008. № 2. С. 133—138.
3. Мельчаков Ю.Л. Эколого-геохимический эффект эвапотранспирации в горно-таежном и подгольцовом поясах Северного Урала // Геохимия. № 1, 2012, с. 91-97.
4. Виноградов А. П. Газовый режим Земли. Химия земной коры. М., Наука, 1964. с.5—21.
5. Вернадский В.И. О газовом обмене земной коры // Изв. ИАН. Сер. 6. 1912. Т. 6. № 2. С. 141-162.
6. Сывороткин В.Л., Павленкова Н. И. Мировая рифтовая система и нефтегазоносные пояса планеты: новая трактовка геотектонической позиции Каспийского региона и возможности мониторинга [Электронный ресурс] / // Электронное научное издание Альманах Пространство и Время. —2014. —Т. 5.—Вып.1. —Часть 2: Пространство и время Каспийского Диалога. — Стационарный сетевой адрес: 2227-9490e.
7. Williams-Jones A.E., Heinrich C.A. Vapor transport of metals and the formation of magmatic-hydrothermal ore deposits // Econ. Geol. 2005. V.100.P. 1287—1312.
8. Heinrich C.A. The physical and chemical evolution of low salinity magmatic fluids at the porphyry to epithermal transition: a thermodynamic study // Miner. Depos. 2005. V. 39. P. 864—889.
9. Сывороткин В.Л. Глубинная дегазация Земли и глобальные катастрофы. М.: Геосервис, 2002. 250 с.
10. Вилор Н.В. и др. Геохимия и тепломассобмен в зонах крупных региональных сейсмоактивных разломов // Современные проблемы геохимии : материалы Всерос. совещ. (с участием иностр. ученых), посвящ. 95-летию со дня рождения акад. Л.В. Таусона (Иркутск, 22-26 окт. 2012 г.). - Иркутск, 2012. - Т. 1. - С. 138-141.
11. Алехин Ю.В. и др. Экспериментальное изучение диффузионной и фильтрационной миграции подвижных форм ртути и потока холодной эндогенной эмиссии // Электр. журн. “Вестник Отделения наук о Земле РАН” №1 (21), “Информационный бюллетень”, М., 2003.
12. Матвеев А. В., Бордон В. Е. Геохимия четвертичных отложений Беларуси. Минск: Белорусская наука, 2013. 192 с.

Г.А. Леонова, В.А. Бобров, А.Е. Мальцев, А.А. Богуш, С.К. Кривоногов
БИОГЕОХИМИЯ ПЛАНКТОНОГЕННОГО САПРОПЕЛЯ ОЗЕРА
КОТОКЕЛЬ (ПРИБАЙКАЛЬЕ)

G.A. Leonova, V.A. Bobrov, A.E. Maltsev, A.A. Bogush, S.K. Krivonogov
BIOGEOCHEMISTRY OF PLANKTONOGENIC SAPROPEL FROM LAKE
KOTOKEL (BAIKAL REGION)

Институт геологии и минералогии им. В.С.Соболева Сибирского отделения Российской академии наук (ИГМ СО РАН). E-mail: leonova@igm.nsc.ru

Аннотация. Химический и микробиологический состав сапропеля был исследован в 4-метровом керне голоценовых отложений озера Котокель. Сапропель в основном формируется из фитопланктона. Бактерии играют главную роль в разложении органического вещества в сапропеле с образованием органо-минеральных комплексов и пирита.

Abstract. The chemical and microbiological composition of sapropel was studied in the 4 m Holocene sediment core from Lake Kotokel. Sapropel is mainly formed from phytoplankton. In sapropel, bacteria play the key role in the decomposition of organic matter with further formation of organic-mineral complexes and pyrite.

Озеро Котокель расположено на восточном побережье Байкала в двух километрах от него (рис. 1). Абсолютная отметка водного зеркала составляет 458 м, а Байкала 455,5 м над уровнем моря. Сток озерных вод в Байкал осуществляется на севере озера через реки Исток и Турка. Длина озера составляет 15 км, ширина – 5 км, средняя глубина воды в озере – 6 м, максимальная ~ 15 м.

Несмотря на то, что донные отложения оз. Котокель изучаются давно, большинство работ посвящены биостратиграфии [2], палеоклиматическим реконструкциям и экологическим аспектам [1, 4]. Детальных биогеохимических исследований донных отложений этого озера не проводилось, что и явилось целью данной работы.

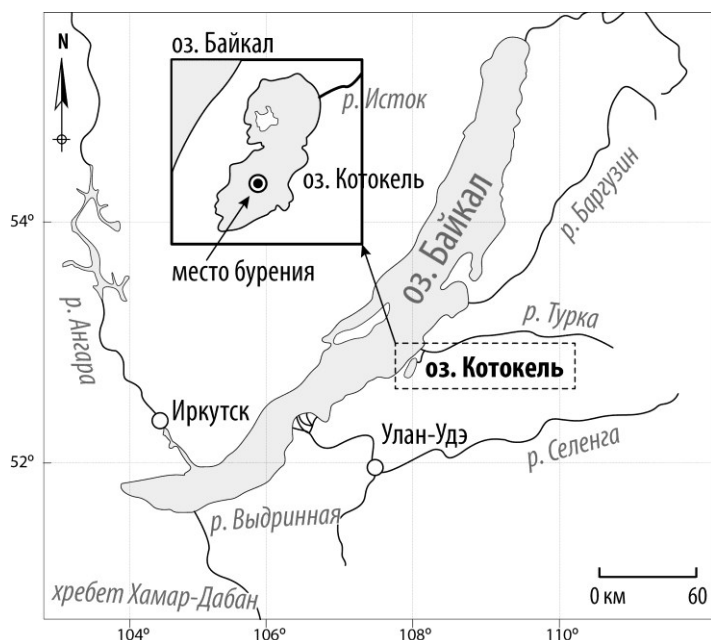


Рис. 1. Схема расположения оз. Котокель.

В сентябре 2012 г. методом ударного бурения с понтонной установки получен ненарушенный 14-метровый керн диаметром 7 см из центральной части оз. Котокель с глубины 7 метров. Координаты точки отбора — 52°79'50" с.ш. и 108°13'39" в.д. Отобраны пробы воды и фитопланктона (автохтонный сапропелеобразующий материал).

Воды оз. Котокель по преобладающим ионам отнесены к гидрокарбонатно-кальциевым, слабо минерализованным (86 мг/л), нейтральным (рН –6,9). Концентрации основных анионов воды составляли – HCO_3^- (48,8 мг/л), Cl^- (11,5), SO_4^- (4,2), катионов – Ca^{2+} (8,8), Mg^{2+} (3,4), Na^+ (6,5), K^+ (0,9 мг/л), растворенного O_2 – 9,9 мг/л.

В оз. Котокель в сентябре 2012 г. интенсивно развивался микроскопический фитопланктон с преобладанием диатомово-цианобактериального комплекса водорослей, характерного для водоемов эвтрофного типа. В сетных пробах обнаружено 33 вида фитопланктона: наиболее разнообразно представлены цианобактерии – 22 вида, зеленые водоросли – 6, диатомовые – 4 вида. Доминантом являлась колониальная хроококковая цианобактерия *Aphanocapsa holsatica* (36%), а субдоминантом – диатомовая водоросль *Aulacoseira granulata* (26%) (определение Е.Г. Сорокиной ЛИН СО РАН). По литературным данным *A. granulata* является основным первичным продуцентом в оз. Котокель, образует максимальную биомассу в июле–августе (до 5,78 г/м³), уступая свою доминирующую роль лишь на короткое время «цветения» цианобактерий [5].

Детально изучены первые 4 метра 14-метрового керна осадка оз. Котокель. Предполагаемый возраст изученного 4-х метрового керна согласно с приведенной датировкой по ¹⁴C [1] составляет 7000 лет. Средняя скорость накопления осадка по нашим данным за весь период равна 0,5 мм в год, а современная (XX век) — 2 мм в год (рис. 2). Осадок представляет собой планктоногенный сапропель, с большим количеством диатомовых водорослей (рис. 2). Материал сапропеля состоит из неразложившихся и полуразложившихся остатков, а также коллоидных форм органического вещества (ОВ). Распределение ОВ по колонке сапропеля неоднородно и увеличивается к нижним горизонтам. Это может быть связано с разным вещественным составом горизонтов, например, уменьшением количества диатомей в составе сапропеля для интервала 250–400 см.

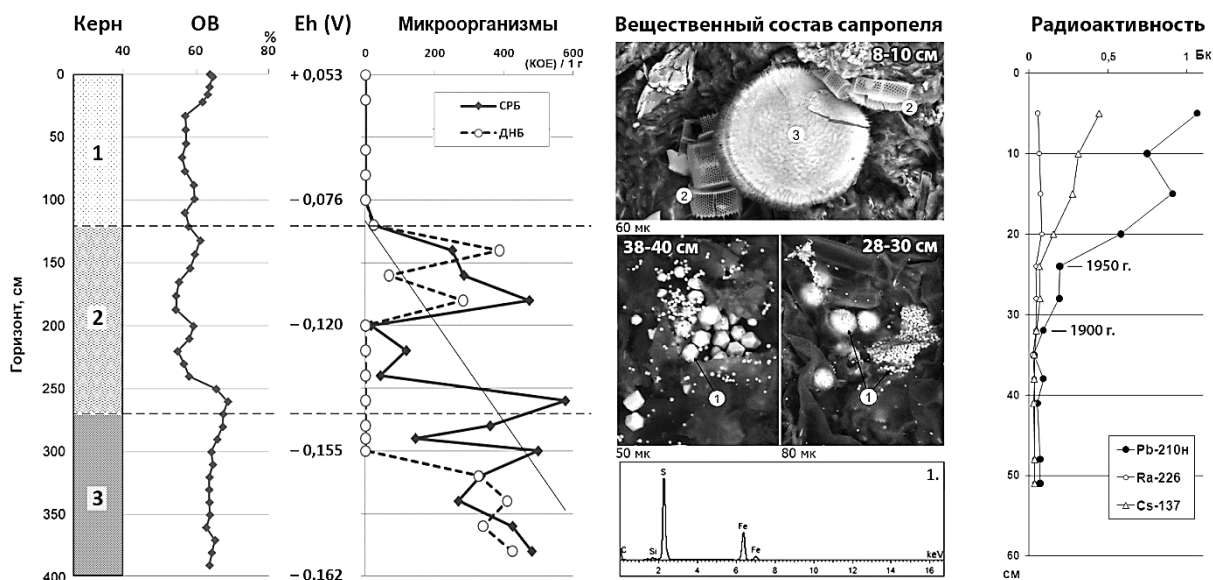


Рис. 2. Стратиграфия, распределение ОВ (%), Eh (В), микроорганизмов, вещественный состав и радиоактивность верхних слоев сапропеля оз. Котокель.

1 — светло-оливковый (зеленоватый) планктоногенный сапропель (ПС) (0–120 см), 2 — оливковый ПС (120–260 см), 3 — темно-оливковый, разложившийся (заметны процессы гумификации) ПС (260–400 см). СРБ — сульфатредуцирующие бактерии; ДНБ — денитрифицирующие бактерии. Численность выражена в колониеобразующих единицах (КОЕ) на 1 г сырого веса донных отложений. Микрофотография сканирующего электронного микроскопа (Leo 1430VP) со встроенной системой рентгеновского энергодисперсионного микроанализа (ЭДС): 1. — кристаллы и фрамбонды пирита (1 до 10 мк) и их спектр; 2. — кремнистые остатки диатомовых водорослей; 3. — клетка *Cyclotella sp.*, которая содержит Si и Fe.

Проведены микробиологические исследования (д.б.н. Л.М. Кондратьева, ИВЭП ДВО РАН) двух групп бактерий, участвующих в процессах сульфатредукции и денитрификации — сульфатредуцирующих (СРБ) и денитрифицирующих бактерий (ДНБ) (рис. 2). Следует отметить существенные различия в послойном распределении этих двух групп бактерий. Участок керна 1–4 м характеризуется ростом численности обеих групп бактерий (исключение интервал 2–2,4 м). Рост численности СРБ отражает увеличение степени восстановленности окружающей среды и может сопровождаться увеличением количества выделяемого сероводорода при наличии сульфатов в донных отложениях и свидетельствовать об активных процессах сульфатредукции. Об увеличении восстановительных условий вниз по колонке керна свидетельствуют и прямые замеры Eh в керне (рис. 2). Уже в первых 40 см осадка обнаружены сульфиды железа разной морфологии и размерности от 1 до 10 мк как на поверхности, так и внутри органических пленок (рис. 2).

Изучены особенности обогащения химическими элементами сапропелеобразующего материала (фитопланктон) и сапропеля по глубине 4-х метровой колонки (рис. 3). Наблюдается обогащение всех горизонтов сапропеля Fe, Cu, Zn, Cd, Sb и Hg. Обогащение Fe, по-видимому, связано с особенностью фитопланктона накапливать этот элемент. Fe было обнаружено на сканирующем электронном микроскопе в веществе фитопланктона, в частности, в составе диатомовых водорослей (рис. 2). Помимо железа фитопланктон обогащен рядом элементов – биофильными Cu и Zn, а также Mn, Sb, Pb, Hg и Ca.

В химическом составе сапропеля оз. Котокель преобладает оксид кремния SiO₂, среднее содержание его по колонке составляет 25 % (табл. 1).

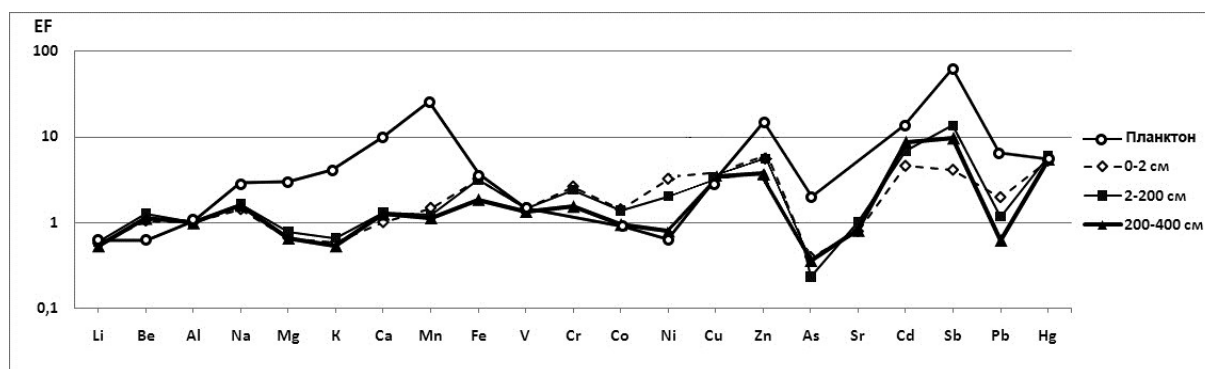


Рис. 3. Коэффициенты обогащения (EF) химическими элементами фитопланктона и сапропеля оз. Котокель (интервалы 0–2, 2–2, 2–4 м). Нормирование проведено по Al и кларкам глинистых сланцев [6].

Таблица 1

Химический состав донного осадка оз. Котокель (данные приведены на сухое вещество, ППП – потери при прокаливании на воздухе при 900°C)

Горизонт, см	ППП, %	SiO ₂ , %	Al ₂ O ₃ , %	Fe ₂ O ₃ , %	MgO, %	CaO, %	Na ₂ O, %	K ₂ O, %	P ₂ O ₅ , %	SO ₃ , %
0–4	64,96	20,29	4,31	6,51	0,69	0,86	0,55	0,59	0,27	0,17
44–55	57,83	26,47	5,56	6,00	0,77	0,91	0,72	0,70	0,19	0,19
88–99	60,66	23,87	5,30	5,85	0,78	1,07	0,70	0,70	0,19	0,22
143–154	61,01	26,72	3,89	4,34	0,64	1,12	0,46	0,53	0,23	0,39
200–210	59,99	27,03	4,24	4,48	0,62	1,08	0,55	0,56	0,22	0,38
230–240	58,06	29,35	4,24	3,67	0,70	1,50	0,59	0,57	0,27	0,64
270–280	68,54	21,04	3,61	3,05	0,56	1,25	0,49	0,49	0,20	0,42
300–310	65,01	24,55	3,39	3,52	0,51	0,99	0,43	0,43	0,17	0,40
340–350	65,11	24,04	3,62	3,22	0,60	1,33	0,50	0,47	0,20	0,60
380–390	65,31	24,11	3,89	3,01	0,61	1,20	0,53	0,49	0,19	0,54
Среднее	62,7±3,6	24,7±3	4,2±0,7	4,4±1,3	0,7±0,6	1±0,2	0,6±0,1	0,5±0	0,2±0	0,4±0,1

Проведена оценка биогенного (аморфного) и терригенного кремнезема в осадках оз. Котокель (табл. 2). Вклад биогенного Si выдержан по разрезу и достигает 40 % (интервал 2–4 м) от общего кремния в зольном веществе сапропеля. Основным продуцентом аморфного Si можно считать диатомовые водоросли. Содержания алюминия и железа в сапропеле на уровне 4 %. Весь Ca в составе сапропеля связан с терригенным, обломочным материалом. Низкое содержание кальция является геохимической особенностью планктоногенных сапропелей озер Южного Прибайкалья [3].

Таблица 2

Расчет терригенного и биогенного кремния в 10-ти горизонтах 4-х метрового керна сапропеля оз. Котокель

Горизонт, см	Зольность, %	Плотность, г/см ³	Si в сапропеле, %	Si терригенный по [6], %	Si терригенный по [7], %	Si биогенный по [6], %	Si биогенный по [7], %
0–4	36,0	0,044	9,46	8	8,9	1,5	0,6
44–55	42,7	0,040	12,3	10,3	11,5	2,0	0,8
88–98	40,5	0,069	11,1	9,83	10,96	1,3	0,5
143–154	40,2	0,051	12,5	7,18	7,99	5,1	4,5
200–210	40,6	0,112	12,6	7,84	8,74	4,8	3,9
230–240	43,2	0,117	13,4	7,8	8,74	5,6	4,7
270–280	32,5	0,091	9,8	6,68	7,45	3,1	2,4
300–310	35,7	0,065	11,45	6,26	7,0	5,2	4,4
340–350	36,2	0,098	11,2	6,68	7,45	4,5	3,8
380–390	35,6	0,104	11,4	7,18	7,94	4,2	3,5

Таким образом, осадок оз. Котокель представляет собой планктоногенный сапропель с содержанием органического вещества до 70 %. В вещественном составе сапропеля наблюдается большое количество диатомовых водорослей и цианобактерий. Уже в первых 40 см осадка обнаружены сульфиды железа, что свидетельствует об активных процессах сульфатредукции в верхних горизонтах осадка. Зольная часть осадка представлена в основном кремнием, вклад биогенного кремнезема (раковины диатомовых водорослей), в котором достигает 40 % от общего Si. Авторы выражают благодарность д. г.-м. н. Кривоногову С.К. в организации и проведении буровых работ.

Литература

1. Безрукова Е.В., Тарасов П.Е., Кулагина Н.В., Абзаева А.А., Летунова П.П., Кострова С.С. Палинологическое исследование донных отложений озера Котокель (район озера Байкал) // Геология и геофизика. 2011. Т. 52, № 4. С. 586–595.
2. Кордэ Н.В. Биостратиграфия отложений озера Котокель // Мезозойские и кайнозойские озера Сибири. М.: Наука, 1968. С. 150–170.
3. Леонова Г.А., Бобров В.А., Богуш А.А., Мальцев А.Е. Сапропели: богатства со дна озер // Наука в России. 2014. № 1. С. 28–35.
4. Озеро Котокельское: природные условия, биота, экология. Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 2013. 340 с.
5. Полонных А.К. Фитопланктон озер Иркана, Котокель и его продукция // Сб. науч. трудов ГосНИОРХ. Л.: Промрыбвод., 1988. Вып. 279. С. 17–24.
6. Li Yuan-hui. Distribution patterns of the elements in the ocean: A synthesis // Geochimica et Cosmochimica Acta. 1991. V. 55. P. 3223–3240.
7. Wedepohl K.H. The composition of the continental crust // Geochimica et Cosmochimica Acta. 1995. V. 59. N 7. P. 1217–1232.

Г.А. Конарбаева
К ВОПРОСУ ИЗУЧЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ ФТОРА И ЙОДА В
РАСТЕНИЯХ НА ТЕРРИТОРИИ ЮГА ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

G.A. Konarbaeva
ON STUDIES OF THE CONTENT OF FLUORINE AND IODINE IN
PLANTS FROM THE SOUTH OF WEST SIBERIA

Институт почвоведения и агрохимии СО РАН, Новосибирск

E-mail: konarbaeva@issa.nsc.ru

Аннотация. Уровень содержания фтора и йода в растениях зависит от множества факторов. К ним относятся физико-химические свойства почв, на которых растения произрастают, особенности растений (генетический фактор) и условия окружающей среды (экологический фактор).

Abstract. The fluorine and iodine content in plants depends on a number of factors, i.e. physical-chemical peculiarities of soils, specific features of plants (genetic factor) and the environment (ecological factor).

На необходимость фтора для нормальной жизнедеятельности растений до сих пор не существует единой точки зрения. В проведенных многочисленных исследованиях не выявлена полезная физиологическая роль элемента. В некоторых исследованиях отмечается его фитотоксичность в повышенных концентрациях [1]. Фтор в отличие от серы не участвует в обмене, протекающем в растениях, поэтому в растительном материале его можно найти лишь в малом количестве – до 20 мг/кг, но при этом высказывается мнение, что существует значительное негативное воздействие от поступившего в растения фтора на ферменты [2].

Сам же факт присутствия в растениях этого галогена еще не является свидетельством выполнения им какой-либо физиологической функции. Поэтому изучения его концентраций и накопления в растениях проводят, главным образом, для оценки токсикологической безопасности и минеральной полноценности пищевых продуктов и кормов, диагноза повреждений и фонового мониторинга загрязнения окружающей среды [3]. Это особенно важно в регионах с интенсивно развитой алюминиевой промышленностью, являющейся источником выбросов в атмосферу значительного количества фторсодержащих соединений, оказывающих вредное влияние на окружающую среду, а также в регионах, где встречаются месторождения фторсодержащих минералов.

Принятые за рубежом безопасные фоновые концентрации фтора в растениях – менее 10, а максимально допустимые в кормах – 30-40 мг/кг сухого вещества. Согласно действующим в РФ нормативам, допустимые уровни содержания фтора составляют: в зеленой траве – 1,5, в сене – 30, соломе 15 мг/кг, в зерне и овощах – 2,5 мг/кг в расчете на естественную влажность.

Известно, что отдельные части растений концентрируют фтор неодинаково: он накапливается преимущественно в зеленых частях культурных растений (листьях и стеблях). По опубликованным данным, корни являются основным аккумулятором галогена, задерживающим его проникновение в стебель, который ограничивает его дальнейшее поступление в генеративные органы. Поэтому семена содержат его меньше, чем корни и стебель.

Вносимые в почву удобрения и мелиоранты приводят к увеличению содержания фтора в произрастающей растительности. Этот процесс зависит как от дозы вносимых удобрений, содержания в них фтора и периода их действия, а так и от биологических особенностей растений, обладающих различным уровнем барьерных механизмов.

В опытах с внесением различных концентраций фтора, как правило, в виде фторида натрия, а также с использованием различных доз фторсодержащих удобрений установлено,

что негативное влияние элемента проявляется, только начиная с определенных концентраций. [4].

Помимо вышесказанного, тип почвы, а конкретно её буферность, ослабляет или усиливает негативное влияние фтора на произрастающую растительность. Тип почвы играют немаловажную роль и в том плане, что более легкие по гранулометрическому составу почвы, обедненные соединениями алюминия и железа, более подвержены действию фтора, так как содержание в них почвенных компонентов, способных инактивировать галоген, незначительно.

Проведенные нами исследования на юге Западной Сибири (Барабинская равнина) свидетельствуют о слабом варьировании содержания фтора в надземной массе пшеницы. Диапазон обнаруженных концентраций (от 5,1 до 10,5 мг/кг воздушно-сухой массы) укладываются в пределы, характерные для большинства растений (2-20 мг/кг), при этом преобладающие концентрации от 5 до 8 мг/кг. Среднее содержание элемента – 7,1 мг/кг при коэффициенте варьирования 20%. Несмотря на значительную площадь исследований, географических закономерностей в изменчивости исследуемого параметра в одном биообъекте не обнаружено, что может свидетельствовать, в частности, о незагрязненности данной территории фтором. На территории Кулундинской равнины среднее содержание элемента в наземной массе пшеницы примерно 5,3 мг/кг при коэффициенте варьирования 18%.

Ситуация с изучением йода в растениях в настоящее время, на наш взгляд, менее благополучна, чем раньше, так как очень мало уделяется внимания этому микроэлементу, играющему важную роль в жизни живых организмов.

Согласно многочисленным исследованиям, органическое вещество почвы довольно прочно связывает йод, следовательно, доступность его растениям из гумусового горизонта снижается. Нами было изучено содержание йода в образцах пшеницы, овса и луговых трав из 6 районов Новосибирской области. Почвы представлены в основном обыкновенными черноземами, лугово-черноземными почвами и солонцами. Максимальная концентрация галогена (до 0,5 мг/кг) отмечена в естественной луговой растительности независимо от места отбора образцов, минимальное – до 0,15 мг/кг в пшенице. Овес по насыщенности тканей йодом занимает промежуточное положение между пшеницей и луговыми травами.

С позиций экологии представляет интерес оценка содержания йода не только в пшенице, но и в другой растительности, распространенной на юге Западной Сибири. С этой целью проанализированы на содержание йода представители разных семейств: злаковых (мятлик, пырей, кострец), тутовых (конопля), осоковых (осока) и сложноцветных (полынь). Результаты приведены в табл.

Таблица

Содержание йода в растениях Барабинской равнины

Тип почвы	Растение	Йод, мг/кг
Чернозем	Осока	0,07-0,08
	Кострец	0,06-0,08
	Конопля	0,09-0,10
Солонец высокий	Пырей	0,04-9,06
	Мятлик	0,16-0,17
	Полынь горькая	0,11- 0,12

Если сравнивать содержание галогена в каждой конкретной культуре, то концентрации йода в них довольно близки (табл.) Найденные количества йода в кормовых травах в Барабе могут оказаться вполне достаточными для оптимального питания животных с учетом его содержания в природных водах, которые, по нашим данным, наибольшие в водоисточниках Барабы среди природных регионов юга Западной Сибири.

В проанализированных нами 15 образцах сена содержание йода варьировало в пределах 0,12-0,30, что соответствует нижнему пределу порогового критерия. Верхний порог > 0.8-1.2 мг/кг сухого вещества. Эти критерии предложены Ковальским.

Используя различные данные по содержанию фтора и йода в растениях, можно обсудить некоторые аспекты этого вопроса. Прежде всего, растения, произрастающие в естественных условиях, как правило, содержат оба галогена, но фтора обнаруживается заметно больше, чем йода. Уместно заметить, что связано это, скорее всего, с суммарным действием самых различных факторов, таких как тип почвы, её физико-химические свойства, водный режим, устойчивость культур к этим галогенам, а также и то, в каком органе растений происходит их приоритетное накапливание.

Очевидно, можно предположить, что некоторый вклад в имеющееся различие при поступлении в растения вносят максимальная химическая активность фтора и то, что йод является типичным барьерным элементом и накапливается растениями до определенного предела. Это было замечено как у растений ячменя, произраставших на почвах с содержанием галогена на уровне фонового, так и в моркови при обработке её растворами йодистых соединений возрастающих концентраций [5].

Концентрирование фтора и йода зависит и от гранулометрического состава почв. Экспериментально показано, что (КН) ^{125}I для овса на дерново-подзолистой почве в 2-7 раз, а на песке – 60-180 раз меньше, чем на черноземе выщелоченном.

Необходимо учитывать и устойчивость культур к изучаемым галогенам. Как показали различные опыты, среди зерновых, при прочих равных условиях, менее всего загрязняется фтором пшеница.

По накоплению йода различные растения также обнаруживают отличия. При прочих равных условиях бобовые и разнотравье концентрируют йода больше, чем злаки и осоки, а причина этого – биохимическое различие в метаболизме ассимилятов [5]. Мы также отметили, что выращенная на черноземе обыкновенном пшеница содержит йода почти в 2 раза меньше, чем луговые травы.

Накопление фтора в корнях, а йода в надземной части культур, в которых на питание используется только надземная часть, было бы идеальным вариантом.

Литература

1. Stevens D.P., McLaughlin M.J., Alston A.M. Phytotoxicity of hydrogen fluoride and fluoroborate find their uptake from solution culture by *Lucopersicon esculentum* and *Avena sativa*// Plant and Soil. 1998. Vol.200. P. 175-184.
2. Raber H., Huber H., Likussar W. Eine spektralphotometrische Schnellmethode aus Bestimmung von Fluorid in Pflanzenmaterial als Nachweis von Fluor-immissionen // Angewandte Botanik. 1976. № 6. P. 50-58.
3. Гудериан Р. Загрязнение воздушной среды. М. 1979. 200 с.
4. Потатуева Ю.А., Касицкий Ю.И., Хлыстовский А.Д. и др. Влияние длительного применения фосфорных удобрений на накопление в почве и растениях ТМ и токсических элементов // Агрохимия. 1994. №11. С. 98-113.
5. Кашин В.К. Биогеохимия, физиология, агрохимия йода. Л.: Наука, 1987. 260 с.

Н.В. Алексеева-Попова, И.В. Дроздова, И.Б. Калимова
БИОГЕОХИМИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В РАЙОНАХ
ПРИРОДНОГО ПОЛИМЕТАЛЛИЧЕСКОГО ОБОГАЩЕНИЯ
СЕВЕРНОГО КАВКАЗА

N.V. Alexeeva-Popova, I.V. Drozdova, I.B. Kalimova
BIOGEOCHEMISTRY OF HEAVY METALS IN THE REGIONS OF
NATURAL POLYMETALLIC EXCESS OF NORTH CAUCASUS

Ботанический Институт им. В.Л. Комарова РАН Санкт-Петербург ул. Проф. Попова
2, Россия. E-mail: nap5151@gmail.com

Аннотация. Приведены результаты исследования накопления тяжелых металлов в почвах и растениях в 4 районах Северного Кавказа с природным обогащением Cu, Ni, Zn, Pb в сравнении с фоновыми районами. Показаны региональные особенности миграции тяжелых металлов в системе «почва - растение» на ультраосновных, основных и кислых горных породах. Найдены виды, перспективные для мониторинга загрязнения природной среды тяжелыми металлами в аридных районах.

Abstract. The results of the study of heavy metal accumulation in soils and plants in 4 areas of the North Caucasus with natural concentration of Cu, Ni, Zn, Pb as compared to the reference ones are presented. Regional features of migration of heavy metals in the system "soil - plant" were described due to ultrabasic, basic and acidic rocks. In arid areas, the species promising for monitoring the environment contamination with heavy metals were identified.

Введение

Природное обогащение почв Северного Кавказа тяжелыми металлами очень разнообразно и связано преимущественно с различным полиметаллическим оруденением, приуроченным к основным и ультраосновным горным породам. В данной работе наиболее подробно освещается аккумуляция тяжелых металлов (ТМ) в растениях и почвах Хнов-Борчинского рудного поля на территории Южного Дагестана. Проведено сопоставление с Урупским и Большелабинским рудными полями (Адыгея) на основных породах и ультраосновными массивами: Белореченским (Адыгея), Малкинским (Кабардино-Балкария) и Беденским (Карачаево-Черкесия). В качестве фона рассматривали уровень ТМ в растениях и почвах на кислых породах в этом регионе в тех же климатических условиях, на тех же типах почв. Для Южного Дагестана характерно широкое распространение рудных полей, что обуславливает значительное, но очень неравномерное накопление высоких концентраций ТМ в почвах. Это определяет необходимость подробного изучения территорий, особенно почвенного компонента и растений. Поскольку некоторые ТМ накапливаются в растениях в очень незначительных количествах, особенно в фоновых условиях, объектами исследования служили виды сем. *Brassicaceae*, многие из которых отличаются усиленной аккумулярующей способностью.

Материал и методы

В вышеуказанных районах было собрано 42 видов (155 образцов), относящихся к 23 родам сем. *Brassicaceae*, а также 47 образцов почв из корнеобитаемого слоя (10 – 15 см). Для анализа использовали вегетативную надземную часть растений, находящихся в фазе цветения, плодоношения. Воздушно-сухие образцы растений сжигали в муфельной печи при t 450 °С в течение 8 ч, золу растворяли при нагревании в смеси 3.71 н. соляной и 1.5 н. азотной кислот. В образцах почв определяли содержание потенциально подвижных форм тяжелых металлов, экстрагируемых 1н. азотной кислотой (Воробьева и др., 1980). Содержание Fe, Zn, Mn, Cu, Ni, Co, Pb, Cd в почвенных вытяжках и образцах растений определяли методом атомно-абсорбционной спектрометрии. Рассчитывали коэффициент биологического накопления (КБН): отношение содержания элемента в растении к содержанию кислоторастворимых форм элемента в почве. Математическую обработку

полученных результатов проводили с помощью стандартных статистических пакетов программ «Excel» и «Statistica».

Результаты и их обсуждение

Для почв, развитых на основных породах, наиболее резкие различия с фоном найдены в содержании Zn, Cu, Cd. Среди всех изученных рудных полей, сформированных в районе залегания основных горных пород, максимальным уровнем кислоторастворимых форм Cu (156 ± 27.9 мг/кг) и Zn (111 ± 15.8 мг/кг) в почвах выделяется Урупское рудное поле. Столь высокий уровень Cu, более чем десятикратно превышающий уровень на Хнов-Борчинской и Курушской геохимических аномалиях, свидетельствует об исключительном богатстве залегающих руд и определяет закономерность расположения в этом районе медного горно-обогатительного комбината.

Таблица 1

Среднее содержание кислоторастворимых форм ТМ в почвах, мг/кг воздушно сухой почвы, n = 47

Элемент, мг/кг	Горные породы							
	Основные				ультраосновные			кислые
	I	II	III	IV	V	VI	VII	
Fe	<u>870</u>	<u>1445</u>	<u>426</u>	<u>323</u>	<u>819</u>	<u>1854</u>	<u>1706</u>	<u>1413</u>
	177	105	61.1	41.9	314	204	362	108
Zn	<u>111</u>	<u>12.7</u>	<u>13.1</u>	<u>69.4</u>	<u>9.26</u>	<u>27.0</u>	<u>5.44</u>	<u>6.11</u>
	15.8	1.26	1.98	14.1	3.67	5.95	0.77	1.24
Mn	<u>130</u>	<u>112</u>	<u>391</u>	<u>176</u>	<u>286</u>	<u>383</u>	<u>260</u>	<u>247</u>
	12.5	24.1	93.4	3.21	54.9	38.7	57.3	7.00
Cu	<u>156</u>	<u>38.7</u>	<u>14.7</u>	<u>12.7</u>	<u>3.60</u>	<u>9.01</u>	<u>3.71</u>	<u>3.52</u>
	27.9	6.31	2.86	5.04	0.96	1.14	1.27	0.38
Ni	<u>4.71</u>	<u>2.40</u>	<u>3.46</u>	<u>4.73</u>	<u>97.3</u>	<u>36.9</u>	<u>102</u>	<u>2.20</u>
	0.83	0.50	0.49	1.66	29.8	19.0	31.9	0.12
Co	<u>4.27</u>	<u>1.13</u>	<u>4.15</u>	<u>2.47</u>	<u>16.3</u>	<u>16.8</u>	<u>18.4</u>	<u>4.20</u>
	0.98	0.03	0.65	0.55	6.50	4.73	5.24	0.14
Pb	<u>7.66</u>	<u>3.82</u>	<u>6.86</u>	<u>238</u>	<u>3.80</u>	<u>40.3</u>	<u>6.95</u>	<u>7.61</u>
	1.02	0.11	0.83	51.6	0.62	19.8	2.86	0.04
Cd	<u>0.82</u>	<u>0.10</u>	<u>0.08</u>	<u>1.00</u>	<u>0.13</u>	<u>0.19</u>	<u>0.05</u>	<u>0.09</u>
	0.19	0	0.01	0.08	0.02	0.05	0.02	0.03

Примечания. Здесь и в табл. 2: над чертой – среднее содержание, под чертой – стандартная ошибка. Рудные поля: I – Урупское, II – Большелабинское, III – Хнов-Борчинское; IV – Курушское; ультраосновные массивы: V – Малкинский, VI – Белореченский, VII – Беденский.

Содержание Zn в почвах Урупского рудного поля в 1.5 раз выше такого даже для Курушского рудного поля, где залегают свинцово-цинковые руды. В почвах Хнов-Борчинского рудного поля отмечена значительная варибельность содержания Zn и Cu, в горных местообитаниях в долине р. Дали-Чай было отмечено максимальное содержание Zn – 24.7 мг/кг, а максимальное содержание Cu – 34 мг/кг – в долине р. Кызыл-Дере. Установлено, что в фоновых почвах на кислых горных породах среднее содержание этих элементов существенно ниже: Zn – 6.11 ± 1.24 , а Cu – 3.52 ± 0.38 мг/кг.

Наибольшим уровнем Fe выделялись почвы Большелабинского рудного поля, которое характеризовалось также относительно высоким уровнем Cu (38.7 ± 6.31 мг/кг). Особо следует отметить чрезвычайно высокое содержание Pb (238 ± 52 мг/кг) в почвах на Курушском рудном поле, максимальное среди всех сравниваемых районов, что обусловлено залеганием здесь свинцово-цинковых руд. Следует отметить, что на территории большинства изученных рудных полей концентрация Pb в почвах находилась в пределах 3.8 – 7.7 мг/кг. Почвы Урупского и Курушского рудного полей выделяются

Секция 1. Биогеохимия макро-, микроэлементов и радионуклидов, их глобальные и локальные циклы

существенно более высоким уровнем Cd, что обусловлено его совместным залеганием в рудах вместе с Zn.

Характерной особенностью почв, развитых на ультраосновных горных породах, является повышенный уровень Ni и Co (табл. 1). В наименьшей степени обогащение Ni выражено в почвах Белореченского массива, при близкой по сравнению с другими массивами величине концентраций Co и максимальном обогащении Fe. Концентрация кислоторастворимых форм Co в почвах на ультраосновных породах лежит в узких пределах 16.3 – 18.4 мг/кг и существенно превышает средние концентрации для других геохимических условий (1.13 – 4.27 мг/кг). Ni и Co являются элементами, типоморфными минерализации почв на ультраосновных горных породах, однако в изученных почвах их уровень в среднем ниже, чем в большинстве почв на материнских породах такого типа в других географических районах [1, 2]. Это может быть связано как с различиями минералогического состава горных пород, так и с преимущественно щелочной реакцией почв Северного Кавказа.

Для всех изученных видов растений, кроме видов – гипераккумуляторов, рассчитаны средние содержания химических элементов в каждом районе (табл. 2).

Таблица 2

Среднее содержание тяжелых металлов в растениях, мг/кг воздушно-сухой массы, n= 155

Элемент, мг/кг	Горные породы							
	основные				ультраосновные			кислые
	I	II	III	IV	V	VI	VII	
Fe	<u>133*</u>	<u>1159</u>	<u>440</u>	<u>1359</u>	<u>362</u>	<u>827</u>	<u>1713*</u>	<u>523</u>
	25.6	343	87.8	222	118	202	319	110
Zn	<u>61.4</u>	<u>54.5*</u>	<u>27.3</u>	<u>58.9</u>	<u>25.3</u>	<u>38.3</u>	<u>42.5</u>	<u>29.9</u>
	14.6	11.2	4.05	17.4	3.61	6.28	6.31	3.02
Mn	<u>22.5</u>	<u>47.0</u>	<u>55.5</u>	<u>34.5</u>	<u>26.0</u>	<u>58.7</u>	<u>85.1*</u>	<u>42.4</u>
	3.14	9.87	6.25	14.7	2.77	16.6	11.2	6.48
Cu	<u>15.4*</u>	<u>17.8*</u>	<u>5.23*</u>	<u>5.68*</u>	<u>3.39</u>	<u>5.05</u>	<u>5.18*</u>	<u>3.14</u>
	4.17	11.0	0.62	0.91	0.40	0.82	0.48	0.26
Ni	<u>3.93</u>	<u>4.37</u>	<u>5.01</u>	<u>3.39</u>	<u>11.7*</u>	<u>15.5*</u>	<u>30.9*</u>	<u>2.86</u>
	2.20	0.77	1.52	1.04	3.12	3.18	7.39	0.57
Co	<u>0.72</u>	<u>1.52</u>	<u>1.05</u>	<u>1.76</u>	<u>1.84*</u>	<u>4.19</u>	<u>9.91*</u>	<u>1.48</u>
	0.22	0.26	0.15	0.43	0.43	1.62	3.13	0.22
Pb	<u>2.03</u>	<u>3.09</u>	<u>2.47</u>	<u>13.0*</u>	<u>2.34</u>	<u>8.20</u>	<u>3.77</u>	<u>2.35</u>
	0.36	0.96	0.27	5.45	0.21	3.52	0.41	0.23
Cd	<u>0.49*</u>	<u>0.21</u>	<u>0.12</u>	<u>0.22</u>	<u>0.26*</u>	<u>0.21</u>	<u>0.19</u>	<u>0.15</u>
	0.13	0.04	0.03	0.10	0.04	0.05	0.02	0.02

Примечание. * – различия между содержанием ТМ в растениях на основных, ультраосновных и кислых горных породах статистически значимы при $p < 0.05$.

Установлено, что отличительной особенностью изученных видов растений в зоне природных геохимических аномалий на основных породах является статистически значимое повышение среднего содержания ряда химических элементов по сравнению с растениями на кислых породах: Cu и Pb – на Курушском рудном поле; Cu и Cd – на Урупском рудном поле; Zn и Cu – на Большелабинском рудном поле; Cu – на Хнов-Борчинском (табл. 2). На всех ультраосновных массивах наблюдалось повышение средних содержаний Ni, на Малкинском – также Co, а на Беденском массиве – Co и Fe по сравнению с растениями на кислых породах. Это обусловлено повышенной концентрацией вышеперечисленных металлов в подстилающей горной породе и в наследующих ее состав почвах.

В то же время не наблюдается полного соответствия между средним содержанием химических элементов в растениях и почвах. Одной из основных причин этого являются значительные межвидовые различия в аккумуляции ТМ растениями. Например, вид

Cardamine uliginosa на полосах стока в долине р. Дали-Чай (Хнов-Борчинское рудное поле) накапливает максимальное количество Zn (121 мг/кг), а другие виды в этих же местообитаниях, например, *Sisymbrium erucastrifolium*, содержит только 15.4 мг/кг Zn. Различия в аккумулирующей способности проявляются даже у видов одного рода и могут быть связаны с морфологическими особенностями, прежде всего корневых систем. Существенную роль играют корневые выделения растений – сидерофоры, облегчающие поглощение ряда питательных элементов растениями [3].

Более отчетливое представление об аккумулирующей способности растений дают не концентрации элемента в биомассе, а коэффициенты биологического накопления. У большинства видов наиболее высокие величины КБН отмечены для Zn (2 – 20), для Ni, Cu, Cd только у отдельных видов КБН >1. Величины КБН, рассчитанные по отношению к другим элементам (Fe, Mn, Co, Pb), были преимущественно ниже 1. Так, у *Erysimum aureum* КБН_{Ni} – 12.7, КБН_{Cd} – 5.6, КБН_{Cu} – 5.2, КБН_{Fe} – 0.34, КБН_{Mn} – 0.09.

Обнаружено, что некоторые виды, например *Cardamine uliginosa*, обладают высокой аккумулирующей способностью по отношению к Ni и Cd, которая сохраняется в разных геохимических условиях (КБН_{Ni} – 4.8 – 20, КБН_{Cd} – 1.1 – 9.1).

Заключение

Таким образом, установлены региональные особенности миграции тяжелых металлов в системе «почва - растение» обогащенных районов в сравнении с фоновым. Показаны специфические черты вторичных ореолов рассеяния Cu, Zn, Pb, Ni, Co в почвах и растениях на трех ультраосновных массивах и четырех рудных полях на основных горных породах. Дана оценка аккумулирующей способности дикорастущих видов и выявлены виды, перспективные для мониторинга загрязнения природной среды тяжелыми металлами в аридных районах.

Литература

1. Roberts B.A., Proctor J. The Ecology of areas with serpentinized rocks. Boston, Massachusetts, 1992.
2. Burt R., Fillmore M., Wilson M.A., Gross E.R., Langridge R. W., Lammers D. A. Soil properties of selected pedons on ultramafic rocks in Klamath mountains, Oregon // Commun. Soil Sci. Plant Anal. 2001. Vol. 32. P. 2145–2175.
3. Neumann G., Romheld V. Root induced changes in availability of nutrients in the rhizosphere // Plant roots. New York, 2002. P. 617–649.

О.А. Ельчинова, Т.А. Рождественская
БИОГЕОХИМИЯ МЕДИ В НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ
АЛТАЙСКОЙ ГОРНОЙ ОБЛАСТИ

O. A. Elchininova, T. A. Rozhdestvenskaya
BIOGEOCHEMISTRY OF COPPER IN TERRESTRIAL ECOSYSTEMS OF
THE ALTAI MOUNTAIN REGION

Институт водных и экологических проблем СО РАН
E-mail: gafivep@mail.gorny.ru

Аннотация. Установлено, что содержание меди в почвообразующих породах Алтайской горной области находится на уровне кларка, в почвах – превышает кларковое значение, в растениях оно в пределах фоновых значений.

Abstract. It is found that the content of copper in soil-forming rocks of the Altai mountain region corresponds the Clark level; in soils it's substantially higher, while in plants - within the normal for the land vegetation range.

Алтайская горная область – самая высокая часть Алтае-Саянской горной страны и наиболее высокогорная область Сибири, регион с чрезвычайно разнообразными природными условиями. Здесь широко распространены высокогорья с высотами более 2000 м над ур. моря, среднегорья (1200-1900 м), занимающие более половины площади, по периферии распространены низкогорья, постепенно переходящие в предгорные равнины [1]. Сочетания хребтов и долин, межгорных котловин и плоскогорий создают современный облик Алтайской горной области, определяют характерные черты климата, почвенного и растительного покрова, и, как следствие, различия в содержании и распределении химических элементов, в том числе и меди.

Медь, присутствующая в небольших количествах во всех компонентах ландшафтов, является, с одной стороны, биологически важным микроэлементом, с другой, при высоких концентрациях – опасным токсикантом для живых организмов.

Медь относится к числу малораспространённых в земной коре элементов. Кларк меди в земной коре, по А.Н. Виноградову [2], равен 47 мг/кг.

Факторами, определяющими уровень концентрации меди в почвообразующих породах, являются их гранулометрический состав и петрографическая принадлежность. По данным А.П. Виноградова [3], валовое содержание меди в почвообразующих породах бывшего СССР варьирует от 5 до 95 мг/кг.

В почвообразующих породах Алтайской горной области содержание меди находится на уровне кларка (табл. 1).

Максимальные концентрации элемента обнаружены в аллювиально-делювиальных и элювио-делювиальных отложениях, минимальные – в лессовидных карбонатных суглинках, что свойственно карбонатным породам. Низкий уровень содержания меди отмечен в бескарбонатных бурых глинах, несмотря на их тонкодисперсность, что, вероятно, связано, в большей степени, с невысоким содержанием элемента в породах Северо-Восточного Алтая – района наиболее широкого распространения бескарбонатных глинистых отложений, а не столько с гранулометрическим составом.

Почвы также характеризуются неодинаковым содержанием меди. Среднее содержание меди в незагрязненных почвах мира варьирует от 6 до 60 мг/кг [4], в почвах Российской Федерации – от 5 до 470 мг/кг [5]. В разнотипных почвах Сибири отмечены следующие колебания содержания элемента: в Центральной Сибири – 14-30 [6], Средней Сибири – 17,3-18,4 [7], Западной Сибири – 2-91 [8], 5,0-25,4 мг/кг [9].

Биогеохимия меди в почвах Горного Алтая ранее изучена М.А. Мальгиным [10]. Полученные нами содержания меди в некоторых типах почв несколько выше (табл. 2).

Содержание меди в почвообразующих породах Алтайской горной области

Почвообразующие породы	n*	lim	$X \pm \bar{x}$	V, %
		мг/кг		
Элювио-делювиальные отложения	33	19-100	48,8±4,0	47,5
Аллювиальные отложения	104	10-129	45,6±1,7	38,6
Аллювиально-делювиальные отложения	18	20-100	49,2±5,4	47,7
Лессовидные карбонатные суглинки	17	25-50	35,5±1,9	21,8
Бескарбонатные бурые глины	16	15-60	40,3±3,1	31,2
В среднем	188	10-129	45,1±1,3	41,0

*здесь и далее n – число исследованных проб, lim – пределы колебаний, $X \pm \bar{x}$ – средняя арифметическая ± ошибка средней арифметической, V – коэффициент варьирования

Таблица 2

Содержание меди в почвах Алтайской горной области

Почвы	n	lim	$X \pm \bar{x}$	V, %
		мг/кг		
Почвы высокогорного пояса				
Горно-тундровые почвы	81	5,8-200,0	33,9±4,6	122,1
Горно-луговые	50	5,8-80,2	26,9±2,9	76,2
Горно-лугово-степные	28	10,2-40,4	26,1±2,8	56,8
Почвы горно-лесного пояса				
Горно-лесные бурые	61	10,0-87,0	29,9±2,0	51,7
Горно-лесные дерново-глубокоподзолистые	69	15,0-60,0	39,6±1,4	28,7
Горно-лесные серые	72	20,0-129,0	40,7±2,1	42,9
Горно-лесные черноземовидные	104	21,0-97,0	44,8±1,7	38,9
Почвы лесостепного пояса				
Черноземы выщелоченные и оподзоленные	69	27,0-150,0	45,9±2,3	41,1
Почвы межгорных котловин и речных долин				
Черноземы обыкновенные	216	19,0-100,0	48,3±0,9	26,7
Черноземы южные	122	19,0-100,0	48,1±1,7	38,7
Темно-каштановые	9	15,0-51,0	28,9±4,8	29,1
Каштановые	78	13,0-100,0	39,4±2,5	55,4
Светло-каштановые	44	25,0-80,0	34,9±1,6	29,9
Интразональные почвы				
Черноземно-луговые и лугово-черноземные	35	20,2-58,4	32,4±1,6	28,4
Лугово-болотные	27	10,1-40,2	22,2±1,9	45,1
В среднем	1313	5,8-200,0	40,6±0,6	47,2

Наибольшие концентрации элемента свойственны всем подтипам черноземов, особенно черноземам оподзоленным и выщелоченным ($52,5 \pm 7,0$ мг/кг), что связано, с одной стороны, с высоким содержанием гумуса, тяжелым гранулометрическим составом, и с другой стороны, агротехногенным загрязнением их – применением медьсодержащих пестицидов на хмельниках и овощных культурах, возделываемых на этих почвах в середине-конце прошлого столетия. Медь является относительно малоподвижным элементом в почвах, ввиду того, что её ионы легко осаждаются такими анионами, как сульфид, карбонат и гидроксид, связываются гуминовыми кислотами. Поэтому, несмотря на промывной и периодически промывной типы водного режима, выщелачивания элемента из почвы не происходит. В целом среднее содержание меди в почвах черноземного типа

исследуемой территории не превышает принятых за рубежом ПДК [11] – 100 мг/кг и отечественных ОДК [12].

Из почв горно-лесного пояса наибольшим содержанием микроэлемента отличаются горно-лесные черноземовидные и горно-лесные серые, меньшим – горно-лесные бурые.

Самое низкое содержание меди в почвах высокогорного пояса, которое связано с невысоким содержанием элемента в почвообразующих породах, большой долей в составе гумуса фульвокислот, способствующих миграции меди за пределы почвенного профиля.

В типе каштановых почв наименьшие концентрации меди обнаружены в подтипе темно-каштановых.

Имеющиеся в литературе данные о влиянии почвообразовательного процесса на внутрипрофильное распределение меди довольно противоречивы. Ряд авторов отмечает ярко выраженную аккумуляцию меди в гумусовом горизонте, другие указывают на равномерное распределение её по профилю.

В большинстве исследованных почв Алтайской горной области отмечается равномерное распределение меди по профилю: в почвах высокогорного и горно-лесного поясов, каштановых почвах. Незначительное увеличение концентрации элемента обнаружено в карбонатных горизонтах чернозема выщелоченного и южного. В остальных типах почв установить каких-либо закономерностей внутрипрофильного распределения меди не удалось.

Медь относится к числу химических элементов, имеющих среднюю степень поглощения растениями. Нормальная концентрация меди в растениях находится на уровне 0,2-20,0 мг/кг [13]. В среднем её содержание в растениях варьирует от 5 до 50 мг/кг [14, 15].

Уровень концентрации меди в растениях и в отдельных их органах определяется рядом факторов: биологическими особенностями, почвенными (обеспеченность подвижными соединениями меди и рядом макроэлементов, реакция среды, содержание гумуса и тонкодисперсных частиц и т.д.), погодными условиями.

Содержание меди в растениях Алтайской горной области варьирует от 0,7 до 52,0, в среднем составляя $7,9 \pm 0,6$ мг/кг (табл. 3). Из исследованных групп растений минимальные концентрации меди определены в культурных растениях – в кормовых травах ($3,6 \pm 0,38$ мг/кг) и зерновых ($4,0 \pm 0,3$ мг/кг), в то время как в дикорастущих растениях этот показатель выше ($5,6 \pm 0,2$ мг/кг). Высокие концентрации микроэлемента обнаружены в культивируемых лекарственных растениях ($26,1 \pm 2,3$ мг/кг), что в 3,7 раза выше, чем в дикорастущих растениях ($5,6 \pm 0,2$ мг/кг). Это связано с тем, что плантации возделываемых лекарственных растений расположены на полях, где около 40 лет выращивали овощные культуры и использовали медьсодержащие средства защиты растений, что привело к накоплению меди в почве. На агротехногенное загрязнение почв медью, происходящее в садовых агроценозах при многолетнем использовании медьсодержащих фунгицидов, указывают и другие исследователи [14, 16].

Таблица 3

Содержание меди в растениях разных хозяйственных групп, мг/кг

Группы	n	lim	$X \pm m$	V, %
Дикорастущие	170	0,7-19,0	$5,6 \pm 0,2$	59,3
Культурные	38	38	$3,7 \pm 0,3$	47,9
Зерновые	12	1,8-6,0	$4,0 \pm 0,3$	32,2
Кормовые травы	26	1-7,8	$3,6 \pm 0,38$	32,2
Культивируемые	25	9-58	$26,1 \pm 2,3$	43,4
Совокупность	233	0,7-52,0	$7,9 \pm 0,6$	115,7

Таким образом, уровень концентраций меди в почвообразующих породах находится на уровне кларка, в почвах – в 2 раза превышает кларковое значение, в растениях –

находится в пределах нормальных значений. В экологическом плане уровень содержания меди в компонентах наземных экосистем Алтайской горной области можно оценить как оптимальный.

Литература

1. Самойлова, Г.С. Морфометрический анализ гор на территории России / Г.С. Самойлова // Изв. АН. сер. геогр. – 1999. – № 2. – С. 30-41.
2. Виноградов, А.П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры / А.П. Виноградов // Геохимия. – 1962. – №7. – С. 555-571.
3. Виноградов, А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. – М.: Изд-во АН СССР, 1957. – 259 с.
4. Кабата-Пендиас, А. Микроэлементы в почвах и растениях / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас. – М.: Мир, 1989. – 440 с.
5. Сатаева, Л.В. Оценка загрязнения земель тяжелыми металлами по субъектам РФ / Л.В. Сатаева, В.А. Сурнин, А.И. Лобов [и др.] // Химия в сельском хозяйстве. – 1995. – № 4. – С. 23-26.
6. Ерышова, О.В. Микроэлементы в почвах Красноярского края / О.В. Ерышова, Ю.П. Танделов // Агрохимический вестник. – 2004. – № 2. – С. 19-22.
7. Волошин, Е.И. Микроэлементы в почвах и растениях южной части Средней Сибири: Автореф. дис. ... доктора с.-х. наук / Е.И. Волошин. – Красноярск, 2004. – 32 с.
8. Сысо, А.И. Закономерности распределения химических элементов в почвообразующих породах и почвах Западной Сибири / А.И. Сысо. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2007. – 277 с.
9. Азаренко, Ю. А. Закономерности распределения и взаимосвязи микроэлементов в системе почва-растение в условиях юга Западной Сибири: Автореф. дис. ... доктора биол. наук. / Ю.А. Азаренко. – Тюмень, 2014. – 36 с.
10. Мальгин, М.А. Биогеохимия микроэлементов в Горном Алтае / М.А. Мальгин. – Новосибирск: Наука, 1978. – 272 с.
11. Klope A. Der Enflap von phosphatdungen aut den Cadmium gehalt in Pflanzen-gesunde pflanzen. – 1980. – Jahrg.32. – № 11. – S. 100-120.
12. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. Гигиенические нормативы ГН 2.1.7.2511-09 – М., 2009.
13. Минеев, В.Г. Химизация земледелия и окружающая среда / В.Г. Минеев. – М.: Агропромиздат, 1990. – 287 с.
14. Иванова, А.С. Медь в почвах садовых агроценозов Крыма / А.С. Иванова // Агрохимия. – 1987. – № 10. – С.76-82.
15. Тонконоженко, Е.В. Микроэлементы в почвах Кубани и применение микроудобрений / Е.В. Тонконоженко. – Краснодар: Кн. Изд-во, 1973. – 110 с.
16. Жидеева, В.А. Особенности распределения различных форм агротехногенной меди в почвах яблоневых садов Курской области / В.А. Жидеева, И.И. Васенев, А.П. Щербаков // Агрохимия. – 1999. – № 9. – С.68-78.

УДК: 577.4:614.876:504.064:539.16

Ю.Г. Стрильчук, С.Н. Лукашенко
КОМПЛЕКСНОЕ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ОБСЛЕДОВАНИЕ
ТЕРРИТОРИИ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО
ПОЛИГОНА

Yu.G. Strilchuk., S.N. Lukashenko
COMPLEX RADIOECOLOGICAL SURVEY OF THE TERRITORY OF
SEMPALATINSK TEST SITE

Филиал "Институт радиационной безопасности и экологии" РГП ДГП "Национальный ядерный центр" РК, ВКО, г.Курчатов, ул. Красноармейская 2,
тел. +7 (72251) 2 28 68, факс: +7 (72251) 2 28 06, E-mail: strilchuk@nnc.kz

Национальным ядерным центром Республики Казахстан в течение 2009-2014 годов были выполнены работы по комплексному радиоэкологическому обследованию территории СИП площадью 6860 км² (37%). Объектами исследований являлась природная среда: почвенно-растительный покров, водная и воздушная среды, животный мир, сельскохозяйственная продукция. По результатам проведенных исследований выполнена оценка дозовых нагрузок на население, которое в дальнейшем может проживать на данной территории.

Исследованиями было установлено, что содержание радионуклидов в объектах природной среды на большей части обследованной территории не представляет опасности для населения, поэтому данная территория может быть пригодна для ведения хозяйственной деятельности (в том числе выпас сельскохозяйственных животных), причем как на данный момент, так и в будущем. В результате проведения оценки дозовых нагрузок на население, при условии наиболее опасного сценария ведения хозяйственной деятельности "фермер, ведущий натуральное хозяйство" в пределах загрязненной территории, ожидаемая годовая эффективная доза на человека не превысит 0,3 мЗв, что является ниже уровня вмешательства, согласно Гигиеническим нормативам "Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности".

По результатам обследования определено, что территории общей площадью 6503,5 км² являются чистыми и пригодными для ведения хозяйственной деятельности, территория с повышенным содержанием техногенных радионуклидов площадью 336 км² может быть передана для промышленного использования. Радиоактивно загрязненная часть территории в районе испытательной площадки "Дегелен" площадью 20,5 км² должна остаться в составе земель запаса.

Материалы исследований опубликованы в монографии "Радиоэкологическое состояние "северной" части территории Семипалатинского испытательного полигона", а также в сборниках трудов Национального ядерного центра "Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана", выпуски 2-4. С материалами можно ознакомиться на сайте Института радиационной безопасности и экологии (<http://irse.kz/>).

К.С. Павлова
БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА РЕКРЕАЦИОННЫХ ТЕРРИТОРИЙ (НА ПРИМЕРЕ КАТУНСКОГО РЕКРЕАЦИОННОГО РАЙОНА РЕСПУБЛИКИ АЛТАЙ)

K.S. Pavlova
BIOGEOCHEMICAL PROPERTIES OF SOIL-VEGETABLE COVER IN RECREATIONAL TERRITORIES (ON THE EXAMPLE OF THE KATUNSKY RECREATIONAL AREA IN REPUBLIC OF ALTAI)

Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул

E-mail: ariecol@mail.gornyu.ru

Аннотация. Раскрыты биогеохимические особенности почв и древесных видов на участках неорганизованной рекреации. Показан сопряженный характер изменений свойств и состава почв рекреационных территорий.

Abstract. Biogeochemical characteristics of soils and tree species in unorganized recreational areas are specified. The conjugate character of alterations in properties and composition of soils from the recreational areas is shown.

При изучении геоэкологического состояния рекреационных территорий, как правило, недостаточно внимания уделяется изменению биогеохимических особенностей почвенно-растительного покрова – основного реципиента рекреационного воздействия.

Проведенное в последние годы комплексное изучение почв и древесных эдификаторов на участках неорганизованной рекреации в прибрежной зоне р. Катунь на территории Майминского и Чемальского районов Республики Алтай (Катунский рекреационный район) показало, что химический состав почв под воздействием рекреации подвергается более слабому изменению, чем их физические свойства [1]. Это связано с тем, что на участках рекреации незначительно проявлены химическое загрязнение почв и факторы, влияющие на перераспределение химических элементов и их соединений.

Так, на десяти детально изученных участках неорганизованной рекреации установлено слабое подщелачивание почвенного горизонта A_1 (рН на 5-10 % выше значений на контрольных площадках), обусловленное увеличением в 1,5 раза их карбонатности на фоне относительного снижения в 1,3 раза содержания обменного кальция.

Для поверхностного горизонта почв участков рекреации (инт. 0-10 см) также характерно пониженное значение емкости катионного обмена (в 1,8 раза), уменьшение содержания гумуса (1,6 раза), пятиокси фосфора (1,9 раза). Противоположная тенденция проявлена для содержания нитратов, растворимых солей (табл. 1). Основными причинами этих негативных изменений почвенного покрова участков рекреации является выбивание гумусового слоя, уплотнение и нарушение водно-физических свойств верхних горизонтов почв, где протекают основные биогеохимические процессы [2].

Отклонения от фона значений изученных показателей химического состава "рекреационных" почв постепенно уменьшаются вниз по профилю и на глубине 15-50 см они практически не отличаются от контроля, кроме пятиокси фосфора и гумуса, обратно связанных с солесодержанием (минерализацией) почвенных растворов (рис. 1).

Для участков рекреации характерно нарушение структуры и заметное уменьшение взаимосвязей показателей химического состава исходных почв, особенно для их верхнего горизонта. Сохраняются только прямые связи между содержанием обменного кальция и гумуса, а также между рН, солесодержанием и карбонатностью почв (рис. 2). Эти

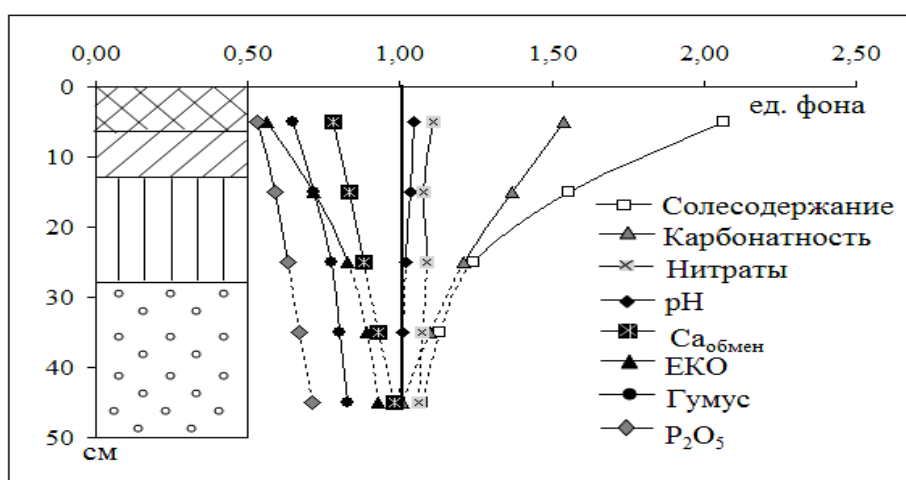
Секция 1. Биогеохимия макро-, микроэлементов и радионуклидов, их глобальные и локальные циклы

закономерности говорят о том, что (пере)уплотнение почв при рекреации существенно нарушает естественные связи их физических свойств и химического состава.

Таблица 1

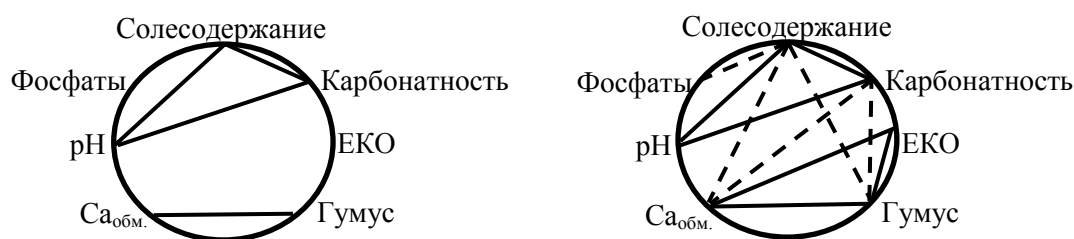
Значения показателей химического состава почв Катунского рекреационного района

Показатели	Интервал 0-10 см (n=34)			Интервал 10-20 см (n=34)			Интервал 20-30 см (n=34)		
	lim	\bar{x}	K_c	lim	\bar{x}	K_c	lim	\bar{x}	K_c
Гумус, %	2,1-6,9	3,9±0,3	0,62	1,1-5,0	2,4±0,2	0,75	0,5-4,9	1,7±0,2	0,80
ЕКО, мг-экв./100 г	5,3-63,8	26,3±3,1	0,56	3,8-49,9	20,5±2,7	0,72	2,3-41,1	15,5±2,4	0,83
Солесодержание, мг/кг	10-90	41±6	2,06	10-60	28±5	1,55	10-60	23±5	1,24
Карбонатность, %	0,5-4,0	1,4±0,2	1,54	0,4-4,1	1,3±0,3	1,37	0,3-4,7	1,4±0,4	1,21
Ca _{обм} , ммоль/100 г	6,7-13,5	9,6±0,5	0,78	2,2-13,4	8,2±0,5	0,83	1,7-13,4	7,1±0,5	0,88
Нитраты, мг/кг	2,9-36,2	16,3±2,1	1,11	1,8-18,7	9,0±1,0	1,09	0,6-12,2	7,2±1,2	1,08
P ₂ O ₅ , мг/кг	49-799	182±24,7	0,53	50-849	225±26,4	0,59	62-930	264±28,8	0,63
Средние K_c по интервалам	1,54			1,33			1,22		



Степень уплотнения почв: \square очень сильная; \square сильная; \square умеренная; \square слабая

Рис. 1 Изменение с глубиной показателей химического состава почв участков рекреации



Корреляционные связи ($r = 0,95$): положительные; отрицательные

Рис. 2 Корреляционные связи показателей химического состава почв на участках рекреации (слева) и контрольных площадках (справа)

В поверхностном слое "рекреационных" почв отмечено повышенное на 10-50 % по сравнению с почвами контрольных площадок содержание породообразующих элементов – алюминия, кальция, магния, натрия и железа, относительное "накопление" которых происходит за счет выбивания гумусового горизонта и "поднятия" вверх по профилю почвообразующих пород.

Большинство изученных показателей состояния древесных видов (береза повислая, сосна обыкновенная) на участках рекреации тесно сопряжено с водно-физическими свойствами и, в меньшей степени, с химическим составом почв в местах их произрастания.

Наибольшее число их связей с водно-физическими свойствами почв характерно для березы – в 1,4-3,2 раза больше, чем на контрольных площадках.

Обратная картина проявлена для связей параметров состояния древесных видов с показателями химического состава почв. Эти связи, как правило, отрицательные, кроме связи с емкостью катионного обмена и с содержанием подвижного фосфора. Следует отметить, что для березы число значимых связей также значительно больше, чем для сосны, и характер этих связей заметно различается.

В химическом составе золы листьев березы повислой проявлены заметные различия между содержанием элементов в листе деревьев с участков рекреации и на контрольных площадках. Так, средние концентрации многих изученных элементов в золе листьев березы на участках рекреации на 15-180 % (в основном на 30-80 %) выше, чем на контроле [3].

По характеру их связей и степени концентрации в золе изученные микроэлементы можно условно объединить в две группы, основная из которых представлена элементами, накапливающимися в листьях березы на участках рекреации (Ca, Na, Fe, Cr, Ba, Th, PЗЭ и др.). Для другой ассоциации элементов (Zn, Rb, Cs, As, Br, U) проявлены противоположные биогеохимические особенности поведения, в частности, рассеивание в листьях на участках рекреации (табл. 2).

Таблица 2

Содержание микроэлементов в золе листьев березы на участках рекреации (n=27)

Параметры	Ca	Na	Fe	Cr	Co	Zn	Sb	Ba	Sr	Cs	La	Ce	Yb	Au
min	2,97	0,024	0,084	1,28	0,66	83	0,06	114	142	0,04	0,41	0,84	0,003	0,001
max	9,18	0,100	0,242	6,07	3,47	981	0,18	1425	425	0,62	1,32	2,98	0,168	0,031
\bar{x}	5,29	0,047	0,141	3,67	1,58	427	0,12	476	232	0,22	0,71	1,50	0,049	0,007
V, %	29	44	33	35	47	62	35	86	37	65	37	40	109	165
Kс, ед.	1,17	1,15	1,64	1,53	1,86	0,96	1,53	1,36	1,14	1,00	1,83	2,80	2,77	2,09

Примечание: содержание кальция, натрия и железа в весовых %, остальных элементов в мг/кг

Установлено, что породообразующие (Si, Mg, Al, K), а также сидерофильные (Ti, V, Mn), халькофильные (Ni, Cu) и биогенные (P, B) элементы заметно накапливаются в листьях березы с участков рекреации – в среднем на 20-50 % выше фоновых значений.

Полученные результаты по элементному составу золы листьев березы показывают, что величина коэффициентов биологического поглощения (КБП) для химических элементов изменяется в широких пределах (от 0,008 до 6,1), то есть от слабого захвата [4] элементов (кремний) до их сильного накопления в растениях, характерного для щелочноземельных s-металлов – кальция, бария, стронция [5]. При этом для берез на участках рекреации характерно постоянное превышение значений КБП всех изученных элементов по сравнению с контрольными площадками (рис. 3), что указывает на усиление их биологического поглощения под влиянием рекреации.

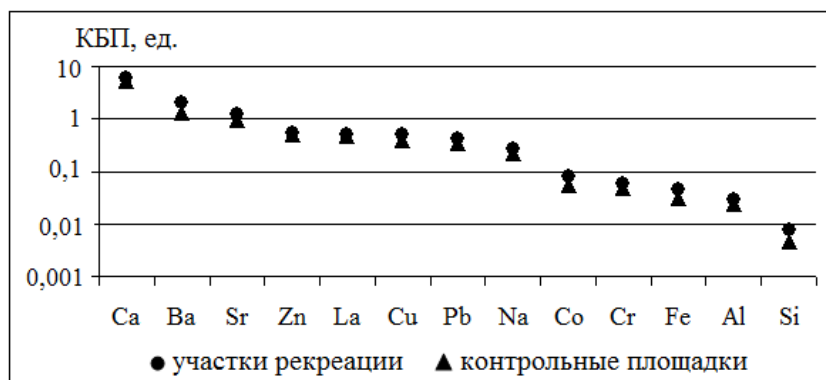


Рис. 3 КБП химических элементов для листьев березы повислой на участках рекреации

Исходя из ассоциации химических элементов, накапливающихся в листве березы, можно предположить, что основная причина этого явления заключается в усилении геохимической подвижности элементов почвообразующих пород за счет увеличения минерализации почвенных растворов переуплотненных почв на участках рекреации.

Литература

1. Павлова К.С. Характер изменения свойств и состава почв на участках рекреации // Труды XVI Международного симпозиума им. академика М.А. Усова "Проблемы геологии и освоения недр" – Томск: Изд-во ТПУ, 2012. – С 590-592.
2. Куйбышев С.В. Изменение биохимических свойств почвы под влиянием рекреационных нагрузок в условиях лесопаркового пояса Подмосковья: автореф. дис. ... канд. с.-х. наук. – М.: 1987. – 24 с.
3. Павлова К.С. Элементный состав золы листьев березы как индикатор состояния рекреационных территорий Республики Алтай // Матер. Межд. школы-семинара, посвященной 150-летию со дня рождения В.И. Вернадского (1863–2013) "Геохимия живого вещества". – Томск: 2013. – С.165-168.
4. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. – М.: Высшая школа, 1966. – 392 с.
5. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов. В 6 книгах. Книга 1. – М.: Недра, 1994. – 305 с.

И.Г. Боярских¹, А.И. Сысо², Й. Мажейка³
ГЕОФИЗИЧЕСКИЕ И ПОЧВЕННО-ГЕОХИМИЧЕСКИЕ
ХАРАКТЕРИСТИКИ СРЕДЫ В СВЯЗИ С МЕТАБОЛИЗМОМ
РАСТЕНИЙ В ЛОКАЛЬНОЙ ЗОНЕ СЕЙСМОТЕКТОНИЧЕСКИХ
ПРОЯВЛЕНИЙ ГОРНОГО АЛТАЯ

I.G. Boyarskikh¹, A.I. Syso², J. Mazhejka³
GEOPHYSICAL AND SOIL-GEOCHEMICAL CHARACTERISTICS OF
ENVIRONMENT IN RELATION TO PLANT METABOLISM IN A LOCAL
ZONE OF SEISMOTECTONIC MANIFESTATIONS OF GORNY ALTAI

¹Центральный сибирский ботанический сад СО РАН

Новосибирск, Золотодолинская, 101, (383) 339-97-58. E-mail: irina_2302@mail.ru

²Институт почвоведения и агрохимии СО РАН

Новосибирск, пр. ак. Лаврентьева, 8/2, (383)363-90-26. E-mail: syso@mail.ru

³Центр естественных наук

Vilnius, Lithuania, Akademijos 2, LT-08412, (00-370-5) 210-47-03. E-mail: mazeika@geo.lt

Аннотация. Приведены данные изучения геохимических и геофизических полей в пределах локального участка активизации разломных зон в связи с метаболизмом произрастающих здесь растений. Показано достоверное влияние комплекса геоэкологических характеристик среды на синтез биологически активных соединений модельного вида *Lonicera caerulea*, его репродуктивную способность и мутационную активность.

Abstract. The data on the study of geochemical and geophysical fields within a local site of fault zones activation and related plant metabolism are presented. A significant influence of a set of geoecological characteristics of the environment on the synthesis of biologically active compounds of a model species *Lonicera caerulea*, its reproductive ability and mutational activity is shown.

Активные тектонические разломы формируют локальные и региональные комплексные геофизические и геохимические аномалии [1, 2], вызывающие широкий спектр ответных реакций у биоты. Считается, что геологические процессы оказывали влияние на эволюцию, распространение и таксономическое разнообразие биологических систем и были одной из причин усиления процесса видообразования [2, 3].

Для изучения влияния глубинных разломов на популяции модельного вида *Lonicera caerulea* L. s.l. были проведены комплексные исследование ряда зон разломов в пределах Горного Алтая. В результате сравнительной оценки изменчивости признаков репродуктивной сферы *L. caerulea* в различных районах Горного Алтая была выделена популяция в окрестности пос. Верхний Уймон (Усть-Коксинский р-он), где наблюдалось значительное увеличение полиморфизма морфологических признаков цветков, а также нарушение их функционального состояния [4]. Цель данной работы – выявление геофизических и почвенно-геохимических факторов, способных вызвать биохимические изменения в органах и аномалии в репродуктивной сфере *L. caerulea* на этом участке.

Исследования проводились в 2009-2014 гг. на участке «Молниебойный хребтик», расположенном на отроге низшего порядка Катунского хребта. Свое название «хребтик» получил за частое притяжение электрических разрядов во время гроз. В результате магнитометрических исследований вдоль гребня хребтика было выявлено несколько магнитных аномалий, обусловленных серией активных разломов, пересекающих отрог и разделяющих различные по геомагнитным свойствам породы. Для картирования зоны геологической неоднородности в одной из аномалий (А2) нами использовались показатели индукции геомагнитного поля (ГМП) [5], согласно широко распространенному в практике геологической разведки методу. Площадки для исследования были заложены в зонах, различающихся по величине индукции ГМП (диполь), на участке в пригребневой части

западного склона «хребтика» в сходных геоботанических условиях. Площадка «А2+» находилась в зоне положительной аномалии ГМП (73000 нТл), «А2-» – в зоне отрицательной аномалии ГМП (55000 нТл). Контрольная площадка (К) находилась в фоновом для этой территории ГМП (60000 нТл). Вдоль восточной бровки ступени, обусловленной локальным тектоническим разломом, были заложены площадка «Восток» (В), вдоль западной – площадка «Запад» (З). Площадки «З» и «В» характеризовались понижением индукции ГМП на 500-1000 нТл, что связано с их нахождением в зоне локального разлома.

Изучали активность в почвах природных и искусственных радионуклидов, а также проводили регистрацию радоновых эманаций с помощью детектора-индикатора радона SIRAD M106N. Радиометрический анализ выполнялся на гамма-спектрометре с Ge-Li-полупроводниковым детектором. В образцах определяли: удельную активность природных радионуклидов Ra-226, Th-232 и K-40 и U-238 по его дочернему изотопу Pa-234m, радионуклидов техногенного (Cs-137) и космического происхождения (Be-7), удельную эффективную активность ($A_{эфф}$). Дополнительно в ноябре 2012 года отобраны пробы почв и побеги растений и измерена активность радионуклидов Be-7, Cs-137, Pb-210, Pb-212, Pb-214, K-40 в Лаборатории радиоизотопных исследований Центра естественных наук (Вильнюс) с использованием гамма-спектрометрической системы с детектором HPGe УГВ-120-15-LB-ABT. Валовое содержание химических элементов в почвах и растениях определяли методом рентгенофлуоресцентного анализа с использованием синхротронного излучения. Подвижная (в ацетатно-аммонийном буферном растворе с pH 4.8) форма макро- и микроэлементов в почвах и их общее содержание в растениях изучались атомно-абсорбционным методом.

Радоновая съемка считается надежным методом выявления, картирования и определения размеров разломных зон [1]. Согласно многочисленным исследованиям, по зонам трещиноватости и разломным зонам осуществляется эманирование радона из глубин, активность эманационного поля радона отчетливо отображает расположение разломных зон и изменение сейсмической активности на данной территории.

Результаты радоновой съемки позволили уточнить аномальную зону разлома, выявленную в результате магнитометрической съемки и геоморфологических исследований. Повышение активности подпочвенного радона до 400 Бк/м³ по сравнению с верхней границей нормы (50 Бк/м³) отмечалось в зоне разлома на площадках «Запад» и «Восток». Дополнительный профиль у подножия «хребтика» по зоне разлома, геоморфологически выделяющейся в рельефе позволил выделить участок пересечения двух разломов, где объемная активность подпочвенного радона изменялась в пределах 300-3200 Бк/м³.

Определение активности природных и искусственных радионуклидов в зоне минерального питания растений на «хребтике» выявило различия между точками отбора проб (табл. 1). Причем эта разница сохранялась в разные годы исследований.

Таблица 1

Активность радионуклидов в почвах зоны минерального питания растений *L. caerulea*

Площадка	$A \pm \Delta_{0,95}$ (Бк/кг)						
	Ra-226	Th-232	K-40	Aэфф	Cs-137	Be-7*	Pa-234
Контроль	5,9±0,7	19±2	356±123	63±12	2±2	290	<MDA
А2	24±3	25±4	320±66	85±13	7±3	840	300±270
Запад	24±2	47±6	860±189	165±19	5±3	<MDA	<MDA
Восток	21±2	22±3	749±69	117±16,1	5±3	<MDA	<MDA

Примечание: * – активность Be-7 рассчитана на момент отбора проб

Наименьшую удельную эффективную активность радионуклидов имели почвы контрольной площадки. Наиболее варьировала активность K-40 – от 320 до 860 Бк/кг. Во все годы исследований наибольшую удельную эффективную активность ($A_{эфф}$) имели

почвы площадки «Запад», где согласно данным [5], активность радионуклидов увеличивалась вниз по профилю почв, указывая на их источник в горных породах. В целом же величина Аэфф почв «хребтика» определялась активностью К-40. Следует отметить значительные различия между точками по активности в почвах Ве-7. Особенно на площадке «А2», где в разные годы её величина составляла 665-840 Бк/кг на момент отбора пробы. В 2012 году зафиксирована высокая активность Cs-137 (141 Бк/кг) и Pb-210 (222 Бк/кг) в почве точки отбора К₃ на границе контрольной площадки и зоны магнитного диполя (табл. 2). Увеличение активности радионуклидов техногенного и космогенного происхождения в почвах в зоне магнитного диполя возможно, связано с наличием здесь аномально высокоградиентного ГМП и с более активным осаждением аэрозольных частиц, несущих Ве-7, Cs-137, Pb-210. Отсутствие в 2012 году в почвах Ве-7, вероятно, связано с наличием установившегося на момент отбора проб снегового покрова до 15-20 см, который препятствовал проникновению Ве-7 в почву и коротким периодом его полураспада.

Описанные различия между площадками по активности в почвах радионуклидов в основном повлияли на уровень их накопление в растениях. Самый высокий уровень активности К-40 (1317-1526 Бк/кг) и Ве-7 (463-534 Бк/кг) отмечался в золе растений из зон магнитного диполя и разлома (3). Повышенным был уровень активности Pb-210 в зонах отрицательной магнитной аномалии (А-), разлома (3) и в точке отбора К₃ на границе с «А-» (табл. 2).

Разнообразие почвообразующих горных пород на этом участке обуславливало неоднородность химического состава исследуемых почв. Она проявлялось в варьировании как валового содержания, так и в концентрации подвижной формы химических элементов в почвах (табл. 3). Интенсивность поступления химических элементов в листья жимолости, как правило, обратно пропорциональна их концентрации в почве, и определяется в большей степени потребностью растения в элементе.

Таблица 2

Активность радионуклидов в почвах и побегах *L. caerulea* (2012 г.)

Площадка	Почвы А ± Δ _{0,95} (Бк/кг)					Растения А ± Δ _{0,95} (Бк/кг)					
	К-40	Cs-137	Pb-210	Pb-212	Pb-214	К-40	Cs-137	Pb-210	Pb-212	Pb-214	Ве-7
Контроль/1	773±118	15±5	48±18	37±4	26±9	222±21	<MDA	22±4	1.3±0.5	2±1	67±13
Контроль/2	692±85	23±5	64±16	27±2	19±4	615±25	<MDA	4±3	2.6±0.6	11±6	200±17
Контроль/3	657±216	141±13	222±35	23±5	26±14	361±24	<MDA	42±5	2.3±0.7	2±1	174±22
А2-/1	506±78	<MDA*	26±18	18±2	17±4	1317±61	<MDA	170±15	5±1	33±16	530±40
А2-/2	559±65	12±3	23±12	21±1	17±3	1475±56	3.4±1.6	6±4	3.3±0.9	4±2	463±29
А2+	512±49	3±2	13±9	18±1	14±3	1526±66	<MDA	28±9	5±2	<MDA	534±31
Запад	1017±56	11±2	63±14	31±1	18±3	818±46	<MDA	81±5	2.4±0.7	4±2	345±26
Восток	830±112	23±6	73±25	22±3	15±8	587±45	<MDA	<MDA	2.8±0.9	<MDA	154±24

Примечание: MDA - минимальная регистрируемая активность

Таблица 3

Содержание химических элементов в почвах и листьях жимолости, мг/кг

Площадка	К	Ca	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Sr
Контроль	<u>16990/378</u>	<u>24506/4169</u>	<u>2196/48</u>	<u>59121/16</u>	<u>32/0,4</u>	<u>54/0,1</u>	<u>118/1,1</u>	<u>167/22</u>
	15205	13292	20	51	1,2	4,2	15	26
А2	<u>14171/247</u>	<u>33462/4103</u>	<u>2012/38</u>	<u>78631/23</u>	<u>20/0,2</u>	<u>61/0,2</u>	<u>123/1,3</u>	<u>184/26</u>
	11601	15939	22	68	0,5	4,0	18	38
Запад	<u>23949/258</u>	<u>17934/3025</u>	<u>1294/38</u>	<u>49152/18</u>	<u>20/0,7</u>	<u>23/0,05</u>	<u>72/н.о</u>	<u>139/20</u>
	15727	23083	31	24	1,2	4,5	15	43
Восток	<u>22295/335</u>	<u>35847/3432</u>	<u>2796/52</u>	<u>66701/20</u>	<u>35/0,15</u>	<u>37/0,1</u>	<u>150/1,7</u>	<u>192/29</u>
	16602	17783	11	27	0,6	4,6	26	24

Примечание: в числителе – валовое содержание химических элементов и их подвижной формы в почве; в знаменателе – содержание химических элементов в листьях *L. caerulea*.

Проведенные исследования [5] показали значительное увеличение уровня накопления биологически активных фенольных соединений (БАС) в плодах и уменьшение их содержания в листьях растений из зоны магнитного диполя (А2) и площадки «Восток», что говорит о возможном интенсивном оттоке полифенолов в аттрагирующие органы (плоды) под влиянием стресса. Поскольку флавоноиды в растениях проявляют многофункциональное биологическое действие [6], изменение их синтеза часто рассматривают как адаптивную реакцию растений на различные условия среды. Достоверные на 95%-ном и более высоких доверительных уровнях корреляционные связи с отдельными классами БАС установлены для макроэлементов Са и К и их соотношений, изменение которых является одним из факторов регуляции устойчивости клеток. Из микроэлементов на изменение концентрации БАС в органах растений достоверно влияли Cu, Zn, Fe, Ni, Na и Rb. Значимое влияние на синтез БАС оказывали соотношения ключевых в физиологии растений химических элементов Са/К, К/Na, Са/Na, Са/Fe и Mg/Fe.

При изучении цитогенетических эффектов воздействия на растения комплекса геофизических и геохимических аномалий на «хребтике» получены достоверные данные об усилении интенсивности мутационного процесса, выраженного увеличением частоты встречаемости патологий митоза у семенного потомства произрастающей здесь *L. caerulea* [7]. Одновременно выявленный комплекс факторов оказывал стимулирующее воздействие на массу плодов, семенную продуктивность, всхожесть и энергию прорастания семян жимолости синей [8].

Литература

1. Spivak A.A. Manifestation of fault zones in geophysical fields // *Geodynamics & Tectonophysics* V. 5 (2). P. 507-525.
2. Трифонов В.Г., Караханян А.С. Динамика Земли и развитие общества. М. 2008. 436 с.
3. Heads M. A biogeographic review of *Parahebe* (*Scrophulariaceae*) // *Biological journal of the Linnean Society*. 1998. № 63. P. 65-89.
4. Куликова А.И., Боярских И.Г. Особенности формирования репродуктивных структур у тератной формы *Lonicera caerulea* (*Caprifoliaceae*) // *Бот. журн.* 2014. Т. 99. № 2. С. 193-205.
5. Боярских И.Г., Сысо А.И., Худяев С.А., Бакиянов А.И., Колотухин С.П., Васильев В.Г., Чанкина О.В. Особенности элементного и биохимического состава *Lonicera caerulea* L. в локальной геологически активной зоне Катунского хребта (Горный Алтай) // *Геоф. процессы и биосфера*. 2012. № 3. С. 70-84.
6. Запрометов М.Н. Фенольные соединения и их роль в жизни растения. М.: Наука, 1996. 45 с.
7. Куликова А.И. Боярских И.Г. Цитогенетические реакции семенного потомства *Lonicera caerulea* в зоне геологической неоднородности (Горный Алтай, хр. Каменный белок). Матер. III Всеросс. молодежной науч.-практич. конф. «Перспективы развития и проблемы современной ботаники». 2014. Новосибирск: «Сибтехнорезерв», С. 153-155.
8. Куликова А.И. Боярских И.Г. Репродуктивная способность *Lonicera caerulea* (*Caprifoliaceae*) в локальной зоне геолого-геофизической неоднородности Горного Алтая // *Сибирский экологический журнал*. 2015. №4. С. 608-616.

А.Н. Мальцева, Д.Л. Пинский
ОСОБЕННОСТИ БИОГЕОХИМИЧЕСКОЙ ТРАНСФОРМАЦИИ
ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В ЛАБОРАТОРНОМ
ЭКСПЕРИМЕНТЕ

A.N. Maltseva, D.L. Pinsky
FEATURES OF BIOGEOCHEMICAL TRANSFORMATION OF ORGANIC
MATTER IN LABORATORY EXPERIMENTS

Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, 142290,
Пушино, Московская обл., ул. Институтская, 2. E-mail: anasmalts@rambler.ru

Аннотация. Процессы минерализации и стабилизации почвенного органического вещества являются важным компонентом глобальных биогеохимических циклов. В ходе модельного эксперимента исследовано влияние минеральной матрицы на процесс трансформации органического вещества (ОВ) растительного происхождения в стабильные органоминеральные соединения. Установлено, что на оборачиваемость ОВ влияют как вид растительных остатков, так и минеральный состав среды. Динамика углерода, азота, водорастворимого органического вещества в значительной степени регулируется химическим и минералогическим составом минеральных субстратов. Показано, что бентонит обладает более высокой стабилизирующей способностью по сравнению с каолинитом.

Abstract. Mineralization and stabilization of soil organic matter are important components of global biogeochemical cycles. The effect of a mineral matrix on the transformation of organic matter (OM) of plant origin to stable organic-mineral compounds was studied based on the model experiments. It has been found that the turnover of OM depends on the nature of plant residues and the composition of mineral medium. The dynamics of carbon, nitrogen and dissolved organic matter is largely governed by a chemical and mineralogical composition of mineral substrates. It is shown that bentonite has a higher stabilizing ability as compared to kaolinite.

Процессы, ответственные за стабилизацию почвенного органического вещества (ОВ), составляют существенный компонент глобальных биогеохимических циклов [1]. Органоминеральные взаимодействия в почвах сопровождаются формированием устойчивых биогеополимеров, составляющих основной резервуар органического углерода (C_{org}) в биосфере. Органический углерод поступает в почву, главным образом, в составе растительных остатков. Минеральная часть почвы, особенно глинистые минералы, является одним из ключевых факторов, влияющих на процессы трансформации органического углерода в почве. Предполагается, что минералогические особенности глинистых минералов, присутствующих в почве, определяют ее способность к избирательной стабилизации углерода [2]. Взаимодействие новообразованных гумусовых веществ, а также неспецифических органических соединений с неорганической матрицей делает их менее доступными микроорганизмам-деструкторам. Кроме того, от особенностей минеральной фазы зависит активность и структура как бактериального, так и грибного сообществ. В свою очередь, микробная деятельность приводит к трансформации минералов и изменению их свойств. Таким образом, при участии минеральной фазы, органического вещества и микроорганизмов формируется сложный комплекс биогеохимических взаимодействий, контролирующих оборачиваемость углерода в почвах, и, следовательно, в экосистемах в целом [3]. Выявить влияние минерального фактора на трансформацию углерода и азота в почве в природных условиях очень трудно. Поэтому для исследования факторов, влияющих на динамику ОВ почв, используются модельные системы с известными составом и начальными условиями. Целью работы является исследование влияния минеральной матрицы на динамику трансформации органического вещества растительных остатков в модельном эксперименте. В лабораторных условиях проведен эксперимент по инкубации искусственных органоминеральных смесей разного состава при постоянных температуре (20° С) и влажности (60 % от ПВ). Органоминеральные субстраты представляли собой смеси песка с бентонитовой или каолинитовой глиной с измельченным

растительным материалом (в соотношении 1:10), инокулированные микроорганизмами. В эксперименте использовали надземную часть растений с различным биохимическим составом – кукурузы и клевера лугового.

Минерализация органического вещества – ключевой процесс, регулирующий цикл биофильных элементов в почвах. Динамика минерализации РО в исследуемых минеральных средах имела сходный характер. Быстрое уменьшение содержания углерода на первой стадии разложения сменялось постепенным замедлением процесса. Наибольшие минерализационные потери наблюдались при разложении клевера (рис. 1). За время инкубации РО клевера в различных минеральных средах в среднем минерализовалось 72-76%, РО кукурузы – 63-69 % от исходного содержания $C_{орг}$ в растительном материале. Надземная часть клевера подвергалась интенсивной деструкции с самого начала эксперимента. За первые 5 суток инкубации РО клевера в обоих вариантах с глинистыми минералами минерализовалось около 30 % от C_0 . После двух месяцев эксперимента $C_{орг}$ бентонитового субстрата в меньшей степени подвергся биодеградации, по сравнению с каолинитовым. При инкубации РО кукурузы влияние глинистых минералов на убыль $C_{орг}$ проявляется в большей степени. В опыте с кукурузой в первую неделю инкубации в присутствии каолинита минерализовалось на 11 % $C_{орг}$ больше, чем в варианте с бентонитом. Интенсивность минерализации $C_{орг}$ выше в каолините, как при разложении РО клевера, так и при трансформации кукурузы.

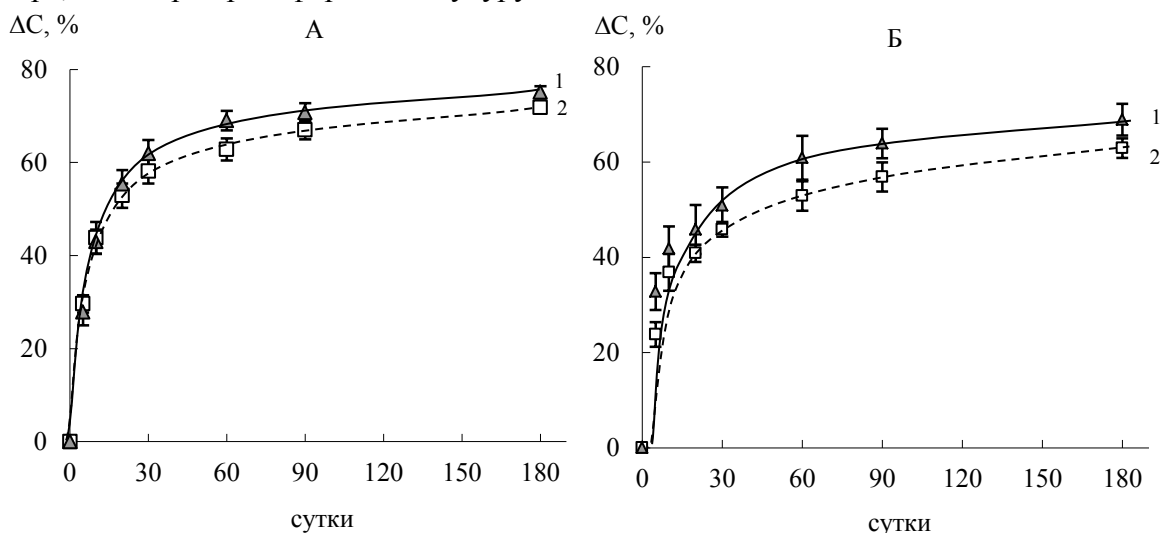


Рис. 1. Минерализационные потери $C_{орг}$ в ходе инкубации надземной части клевера (А) и кукурузы (Б) в присутствии каолинитовой (1) и бентонитовой глин (2)

Скорость микробиологического превращения ОВ, поступающего с остатками, рассчитывали по двухчленному экспоненциальному уравнению кинетики первого порядка, исходя из предположения о наличии двух пулов ОВ – лабильного и устойчивого: $C_t/C_0 = A \cdot e^{-k_1 t} + B \cdot e^{-k_2 t}$, где C_t – остаток органического углерода, сохраняющийся в момент времени t , A – доля лабильного вещества, B – доля устойчивого вещества ($B = 1 - A$). Установлено, что процесс трансформации ОВ в присутствии глин характеризуется различной кинетикой в зависимости от состава минеральной среды. Константа минерализации k_2 устойчивого пула ОВ ниже для вариантов с бентонитом.

Продолжительность быстрой фазы минерализации зависит от качества разлагаемого материала. Более высокая концентрация водорастворимого органического вещества (ВОВ) клевера приводит к его быстрой биодеградации и сокращению продолжительности первой стадии разложения. Растворенное ОВ представляет собой небольшую, но наиболее активную фракцию органического вещества в почве и имеет важное значение в различных биогеохимических процессах. ВОВ считается переходным звеном лабильного пула в стабильный пул. Образование водорастворимых органических веществ – обязательная

стадия трансформации растительных остатков в биосфере. Процесс трансформации РО идет через стадию высвобождения органических соединений из клеток растительных тканей под воздействием микроорганизмов в раствор. Переходящие в раствор органические соединения подвергаются быстрой сорбции на минеральной поверхности. Для вариантов с РО клевера характерно резкое снижение концентрации ВОВ в первые сутки инкубации, в 2.2 раза, по сравнению с первоначальной концентрацией. В вариантах с кукурузой наблюдалось более медленное снижение концентрации ВОВ. При инкубации РО клевера происходило быстрое снижение концентрации углерода водной вытяжки из бентонитового субстрата в первые 20 суток, из каолинового – в течение 2 месяцев. Разный характер изменения содержания ВОВ одного и того же растительного материала в присутствии различных глин указывает на то, что динамика водорастворимого $C_{орг}$ определяется не только микробиологической деструкцией, но и процессами стабилизации, интенсивность которых зависит от типа минерального субстрата. Скорость и прочность фиксации ВОВ определяется минералогическим составом субстратов.

С оборачиваемостью $C_{орг}$ непосредственно связаны трансформационные превращения азота. Форма кривых изменения содержания общего N в различных минеральных средах имеет близкий характер для каждого вида РО. В вариантах с бентонитом концентрация N выше, чем с каолинитом, как при разложении кукурузы, так и клевера. Таким образом, тип глинистого минерала влияет на количество стабилизированного азота. Волнообразная динамика изменения содержания азота обусловлена минерализационно-иммобилизационными процессами трансформации азота микроорганизмами. Быстрое снижение концентрации N в течение первого месяца опыта при инкубации РО клевера связано с газообразными потерями в виде аммиака. Интенсивный процесс аммонификации обусловлен высоким исходным содержанием азота в составе клевера. В вариантах с остатками кукурузы минерализационные потери азота выражены в меньшей степени.

Для наблюдения за изменениями структурного состава органического вещества в процессе трансформации РО применяли метод твердофазной ^{13}C -ЯМР спектроскопии. По данным ^{13}C -ЯМР спектроскопии установлено, что по мере трансформации РО в составе ОВ увеличивается доля ароматических и незамещенных алифатических групп, существенно уменьшается доля замещенного алкильного углерода. В составе ОВ, формируемого при трансформации РО клевера в присутствии каолинита и бентонита на долю незамещенных алкильных фрагментов приходится 36-39 % (рис. 2), при инкубации кукурузы – 25-27 %. В исследуемых органоминеральных системах на ароматические структуры в составе ОВ приходится значительно меньшая доля (13-14 %). Для исследуемых глинистых минералов характерно предпочтительное накопление алифатических компонентов.

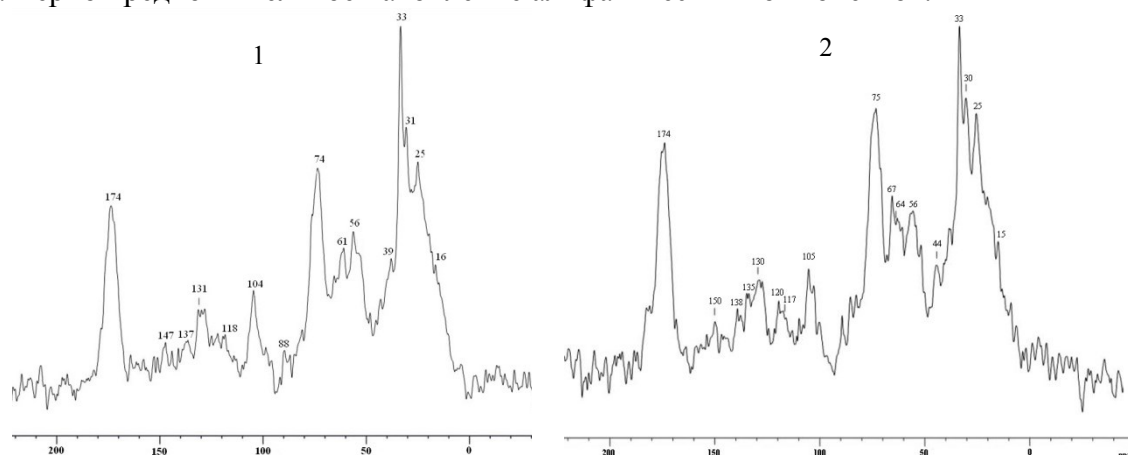


Рис. 2. ^{13}C -ЯМР спектры ОВ органоминеральных субстратов в процессе трансформации РО клевера в присутствии каолинита (1) и бентонита (2) в течение 6 месяцев

Анализ ^{13}C -ЯМР спектров органоминеральных субстратов не выявил существенных различий в структурных элементах ОВ, связанного с глинистыми минералами. По-видимому, во взаимодействии ОВ с поверхностью глинистых минералов принимает участие одинаковый набор органических функциональных групп. Характер трансформации С и N и набор структурных фрагментов в составе ОВ органо-минеральных соединений в исследуемых субстратах близок и, в большей степени, определяется исходным биохимическим составом растительного материала. Минеральный состав оказывает влияние на количественные характеристики трансформации ОВ, посредством разных механизмов стабилизации. Интенсивность разложения РО и константы минерализации стабильного пула выше в каолиновом субстрате, как в вариантах с клевером, так и с кукурузой. Органоминеральные соединения продуктов трансформации РО с бентонитовой глиной, вероятно, являются более устойчивыми к минерализации. Влияние минералогии глинистых минералов проявляется в большей степени на стадии формирования стабильного пула и при разложении РО кукурузы. По-видимому, избыток легкодоступных органических компонентов (ВОВ) для микроорганизмов на начальной стадии инкубации РО обуславливает отсутствие разницы в потере $\text{C}_{\text{орг}}$ между вариантами. Таким образом, как источник ОВ, так и минеральный состав субстратов значительно влияют на оборачиваемость углерода и азота.

Работа поддержана грантами РФФИ № 13-04-00034, № 14-04-01738

Литература

1. Структурно-функциональная роль почв и почвенной биоты в биосфере / Под. ред. Г.В. Добровольского. М.: Наука, 2003. 364 с.
2. Barré P., Fernandez-Ugalde O., Virto I., Velde B., Chenu C. Impact of phyllosilicate mineralogy on organic carbon stabilization in soils: incomplete knowledge and exciting prospects // *Geoderma*. 2014. V. 235–236. P. 382–395.
3. Huang P.M., Wang M.K., Chiu C.Y. Soil mineral–organic matter–microbe interactions: Impacts on biogeochemical processes and biodiversity in soils // *Pedobiologia*. 2005. V. 49. Issue 6. P. 609–635.

М.И. Василевич, Р.С. Василевич
ГЕОХИМИЯ АТМОСФЕРНЫХ ОСАДКОВ ТАЕЖНОЙ ЗОНЫ
РЕСПУБЛИКИ КОМИ

M.I. Vasilevich, R.S. Vasilevich
GEOCHEMISTRY OF PRECIPITATION IN THE TAIGA ZONE OF THE
KOMI REPUBLIC

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт биологии Коми
научного центра Уральского отделения РАН. E-mail: mvasilevich@ib.komisc.ru

Аннотация. Дана оценка химического состава снежного покрова на территории таежной зоны Республики Коми. Снежный покров данной территории характеризуется низкой минерализацией и кислой реакцией среды. Наблюдается широтная дифференция в химическом составе снега равнинных территорий. Также отмечено достоверное увеличение содержания макрокомпонентов в снеге с увеличением долготы и близости к восточной границе региона, где расположены Уральские горы. Формирование химического состава снежного покрова данной территории происходит, главным образом, за счет растворимых соединений элементов. Коэффициенты обогащения элементами растворимой фракции близки к значениям коэффициентов накопления для атмосферного аэрозоля. Геохимические ряды металлов для снежного покрова и почв различны. Данные факты свидетельствуют о том, что химический состав снежного покрова фоновых территорий таежной зоны формируется преимущественно за счет дальних переносов, влияние локальных источников незначительно. Создана картографическая база данных пространственного распределения химических компонентов в снежном покрове на исследованной территории.

Abstract. The assessment of a chemical composition of snow cover in the taiga zone of the Komi Republic is given. The snow cover of this territory is characterized by low mineralization and acid reaction of melt water. Latitudinal differentiation in the chemical composition of snow from flat areas is observed. The reliable increase in macrocomponent content of snow with longitude increase and proximity to eastern frontier of the region where the Ural Mountains are located is noted. Here, the formation of the chemical composition of snow cover happens, mainly, due to soluble forms of elements. Enrichment factors by the elements of soluble fraction are close to the values of accumulation coefficients for the atmospheric aerosol. Geochemical ranks of metals for snow cover and soils are various. Apparently, the chemical composition of snow cover from the reference territories of the taiga zone is largely formed due to distant transport; the influence of local sources is insignificant. The cartographic database of spatial distribution of chemical components in snow cover has been created.

В последнее время наблюдается усиление интереса к теоретической и прикладной направленности исследований зимних атмосферных осадков, а именно снежного покрова. Снежный покров выступает эффективным накопителем поллютантов, которые аккумулируются и сохраняются в нем в неизменном состоянии в течение зимы, а концентрация загрязняющих веществ в снеге оказывается обычно на 2-3 порядка выше, чем в атмосферном воздухе. Химический состав снега отражает факторы формирования в целом атмосферных осадков и вещественного состава атмосферы исследуемой территории. Исследования последних десятилетий свидетельствуют о значительном росте содержания тяжелых металлов и других поллютантов в атмосфере, осадках, почвах и других природных объектах, находящихся на весьма удаленных расстояниях от источников эмиссии [1].

Сопряженный анализ химического состава снега, аэрозолей, органогенных горизонтов почв и лишайника, а также соотношения макро- и микрокомпонентов, растворенных и нерастворенных форм элементов обеспечивает полезную информацию относительно роли дальнего переноса веществ в формировании геохимического фона территории [2].

Цель данной работы – определение закономерностей и факторов формирования химического состава атмосферных осадков таежной зоны Европейского северо-востока России (Республика Коми) на основе сопряженного химического анализа снега, атмосферного аэрозоля, образцов эпифитных лишайников и органогенных горизонтов почв.

Исследования, посвященные данной теме, проводили в 2005-2007 гг., для более углубленного анализа факторов формирования зимних атмосферных осадков работа была продолжена в 2014-2015 гг. За данные периоды отобрано более 400 проб снежного покрова, 50 проб эпифитных лишайников родов *Usnea* и *Brioria*, более 300 проб органогенных горизонтов почв и около 30 проб атмосферного аэрозоля. Отбор проб снега проводили во время максимального снегонакопления перед началом снеготаяния в I-II декадах марта на открытых безлесных территориях с ненарушенным снежным покровом, одновременно прокачивая воздух на анализ атмосферного аэрозоля. Образцы почв и лишайника отбирали в тех же пунктах отбора в летне-осенний период. Количественный химический анализ (КХА) проб выполнен в экоаналитической лаборатории Института биологии Коми НЦ Уро РАН (аттестат аккредитации № РОСС RU.0001.511257 от 26.02.2014).

Наиболее показательными интегральными параметрами химического состава атмосферных осадков являются удельная электропроводность, отражающая степень минерализации, и значение водородного показателя pH. По результатам наших исследований, талая вода в таежной зоне имеет слабокислую реакцию. Среднее значение pH составило 4.8 ± 0.1 . Отмечается статистически достоверная тенденция в сторону увеличения pH от южной тайги к северной от 4.6 до 4.8, а также увеличение значений pH в предгорных участках – 5.5. Рассчитанные величины кислотности pH_a, значения эквивалентных отношений катионов к анионам талых вод равнинной части указывают на определяющую роль основных анионов и низкую степень нейтрализации из-за недостатка катионов. В предгорных областях это явление сохраняется, но менее выражено.

По классификации О.А. Алекина талые воды на равнинной территории относятся к сульфатному классу, группе кальция, четвертому типу ($[HCO_3^-] = 0$), т.е. воды являются кислыми [3]. В предгорных областях соотношение ионов меняется, преобладают нитраты.

В работе отдельное внимание было уделено содержанию в снеге биогенных элементов – С, N, P. Массовая доля органического углерода в общем объеме поступления веществ на поверхность снежного покрова фоновых территорий варьирует в диапазоне значений от 15 до 23 % с севера на юг. Эта же тенденция отмечена для азота, для которого характерно преобладание нитратных форм. Содержание фосфора в снежном покрове не имеет взаимосвязи с другими биогенными элементами и обусловлено почвенно-эрозийными источниками.

Для общей характеристики химического состава снежного покрова территории исследования использовали подсчет суммарного поступления макрокомпонентов, что позволило выявить зоны повышенного поступления веществ. Зависимость показывает достоверный рост содержания макрокомпонентов в предгорьях Урала (рис. 1). Также увеличивается доля катионов, что приводит к снижению кислотности атмосферных осадков. Эти факты указывают на геохимическую роль рельефа в концентрировании веществ.

Известно, что соотношение содержания металлов в водорастворимых соединениях и в составе взвешенных частиц зависит от степени загрязнения окружающей среды. Поэтому в общем поступлении соединений металлов на подстилающую поверхность оценивали долю водорастворимых соединений (растворимая фракция, фильтрат), а также долю соединений в составе взвешенных частиц (малорастворимая фракция, фильтр). Согласно полученным данным, в снежном покрове фоновых ландшафтов таежной зоны преобладают водорастворимые соединения как макро- (Na, K, Ca, Mg), так и микрокомпонентов (Ni, Cd, Zn, Mn, Cu, Pb, Co). Исключение составляют терригенные элементы Al, Fe и Cr.

Для оценки роли терригенного и аэрогенного факторов при формировании осадков на исследуемой территории оценивали накопление тяжелых металлов в аэрозоле, снеге, подстилках (A0) и органогенных (O) горизонтах почв и эпифитных лишайниках. Для этого были построены геохимические ряды тяжелых металлов для снежного покрова, лишайников и почв (табл. 1).

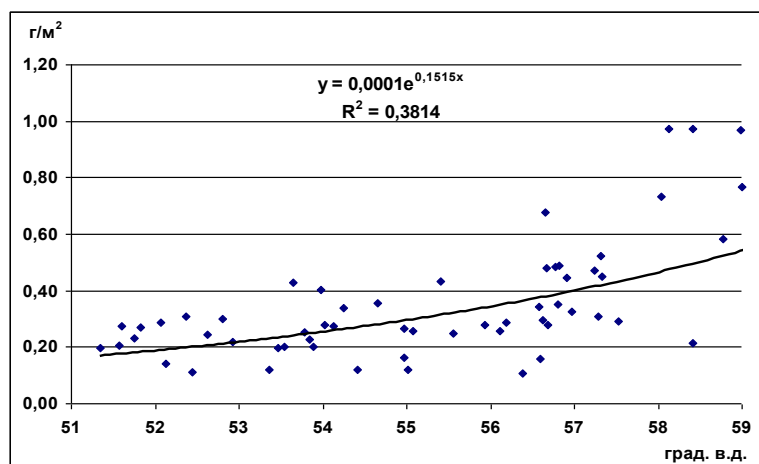


Рис. 1 Экспоненциальная зависимость повышения содержания макрокомпонентов в снеге с увеличением долготы

Таблица 1

Геохимический ряд накопления металлов в снежном покрове и почвах

Геохимический ряд металлов	Объект
Zn > Mn > Cu > Pb > Ni > Cd, Cr > Co (Hg << c _{min}) 223 > 80 > 28 > 12 > 6 > 2 > 1	Снег, n = 400
Mn > Zn > Hg > Cr > Cu > Pb=Ni > Co > Cd 2375 > 368 > 362 > 29 > 20 > 17 > 2 > 1	Лишайники, n = 50
Mn > Zn > Cr > Ni > Cu, Pb > Co >> Cd >> Hg 126 > 10 > 7 > 3 > 2 > 1 >> 0.1 >> 0.02	Органогенные горизонты почв, n = 300
Cu > Zn > Pb > Mn > Ni > Cd > Co (Cr << c _{min}) 735 > 258 > 145 > 81 > 60 > 4 > 1	Аэрозоль, n = 30

Для органогенных горизонтов почв и лишайников наблюдается высокое содержание марганца, в то время как в снеге доминирующим элементом является цинк. Доля меди и кадмия в общем модуле поступления тяжелых металлов на снежный покров больше, чем в почве. Преобладание цинка в составе снежного покрова указывает на влияние дальнего переноса из более низких широт, поступление же марганца в основном связано с естественными локальными процессами. Существует предположение, объясняющее различие в распределении элементов в геохимических рядах исследованных объектов, основанное на различном поведении металлов в процессе кислого выщелачивания из почв.

Накопление металлов в лишайниках происходит за счет биогенной и аэрогенной составляющей. Так, более высокое содержание хрома, чем в снеге, указывает на его биогенно-терригенное поступление, а больший вклад меди, чем в почве, на влияние аэрогенного фактора. Расчет коэффициентов корреляции между накоплением элементов в снеге и органогенных почвах в одних и тех же точках отбора показал наличие взаимосвязи только для растворимых форм меди ($r = 0.46$) и хрома ($r = 0.32$), следовательно, источники поступления этих элементов преимущественно природные (терригенные). Важно отметить, что высоко накопление в лишайниках ртути. В талой воде концентрация ртути весьма мала, ниже предела чувствительности методики КХА, но длительное существование эпифитных лишайников и их преимущественно атмосферное питание показывает, что содержание ртути в атмосфере находится в значимых количествах. В атмосферном аэрозоле большое содержание меди и цинка, марганца, в сравнении с почвами и лишайниками, значительно меньше. На основании полученных данных по геохимическим рядам следует, что преимущественно формирование химического состава снежного покрова фоновых территорий происходит за счет аэрозолей и воздушных масс, принесенных в результате дальнего переноса.

Для того чтобы выяснить пути поступления воздушных масс, формирующих химический состав атмосферы и осадков, в зимнее время года в течение снежного периода

проводили расчет суточных траекторий воздушных масс на высоте 500 м с помощью программы HYSPL на сайте <http://www.arl.noss.gov>. Для расчета обратных траекторий были выбраны координаты ключевых участков территории исследования, которые расположены достаточно равномерно (рис. 2). Восемь точек приурочены к местам отбора проб аэрозолей, а также образцов снега и органогенных горизонтов почв.

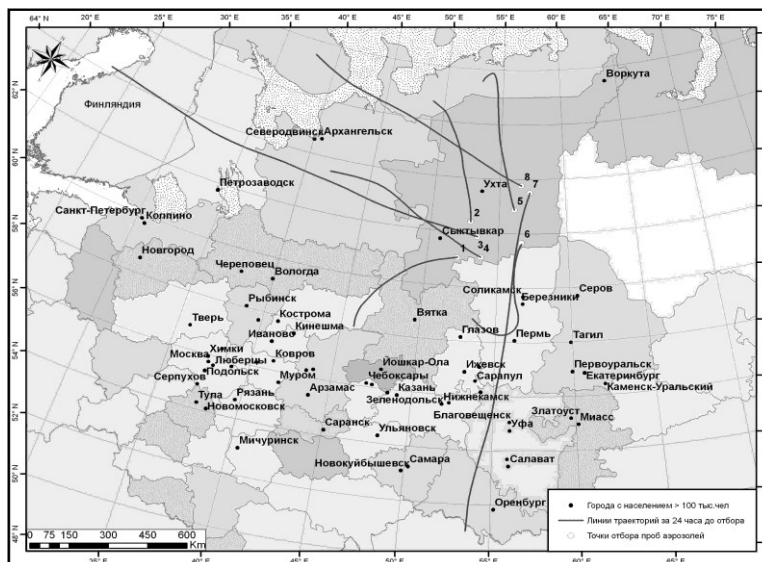


Рис. 2 Суточные траектории обратного переноса воздушных масс к точкам отбора проб аэрозолей

В зимний период на исследуемой территории преобладают ветра западного, юго-западного, северо-западного и южного направлений. В связи с этим наибольший вклад дают воздушные массы, проходящие через Ненецкий автономный округ, Архангельскую, Вологодскую, Кировскую области и Пермский край. Доля прохождения воздушных масс изменяется при изменении местоположения расчетной точки. Пересекая территорию Республики Коми и других соседних, и удаленных регионов Российской Федерации, воздушные массы часто проходят через урбанизированные территории. Для того чтобы оценить значение возможного влияния техногенных территорий, которые так или иначе являются источниками эмиссии поллютантов, были выделены крупные населенные пункты с численностью населения более 100 тысяч человек. Вокруг каждого города была создана условная буферная зона радиусом 20 км. Наиболее частые города на пути прохождения воздушных масс: Серов, Соликамск, Березники, Пермь, Ижевск, Глазов, Киров, Йошкар-Ола, т.е. населенные пункты Свердловской, Кировской областей, Пермского края, Марий Эл и Удмуртской Республик, где значительно развиты химическая, металлургическая, добывающая промышленность и машиностроение.

Таким образом, в работе дана оценка химическому составу атмосферных осадков, выявлена дифференциация в поступлении веществ на территорию таежной зоны региона, выявлены факторы, влияющие на их формирование.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ мол_а № 14-05-31047.

Литература

1. Касимов Н.С., Кошелева Н.Е., Власов Д.В., Терская Е.В. Геохимия снежного покрова в Восточном округе Москвы // Вестник Московского университета. Серия 5: География. 2012. № 4. С. 14-24.
2. Walker T.R., Young S.D., Crittenden P.D., Zhang H. Anthropogenic metal enrichment of snow and soil in north-eastern European Russia // Environmental Pollution. 2003. Vol. 121. P. 11-21.
3. Алекин О.А. Основы гидрохимии. Л.: Гидрометиздат, 1970. 246 с.

УДК: [574:539.1.04]:621.039.9(574.41)

Ю.Ю. Брайт, Ш.Б. Жакупова, А.Т. Балтабекова, О.В. Пивоварова
ДИНАМИКА ПАРАМЕТРОВ РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ
ОБСТАНОВКИ АБАЙСКОГО РАЙОНА, СФОРМИРОВАВШЕЙСЯ В
РЕЗУЛЬТАТЕ ИСПЫТАНИЙ НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ
ИСПЫТАТЕЛЬНОМ ЯДЕРНОМ ПОЛИГОНЕ

Yu.Yu. Brait, Sh.B. Zhakupova, A.T. Baltabekova, O.V. Pivovarova
DYNAMICS OF PARAMETERS OF RADIOLOGICAL AND
ECOLOGICAL SITUATION IN THE ABAI REGION FORMED AS A
RESULT OF TESTING AT THE SEMIPALATINSK NUCLEAR TEST SITE

Научно исследовательский институт радиационной медицины и экологии
071407 Республика Казахстан, Восточно-Казахстанская область, г. Семей, ул.
Гагарина, 258. E-mail: d.yuliay@mail.ru

Аннотация. Территория Абайского района неоднократно загрязнялась локальными радиоактивными выпадениями при проведении испытаний ядерного оружия на Семипалатинском испытательном ядерном полигоне. В статье дана оценка динамики радиоэкологической ситуации в населённых пунктах Абайского района на основе архивных данных (1949-1994 гг.) и современных исследований. Представлены данные по содержанию радиоактивных элементов Sr-90, Cs-137, Pu-240/Pu-239 в объектах окружающей среды: почве, растительности, воде продуктах питания молоке и мясе.

Abstract. The territory of the Abai region was repeatedly contaminated by local radioactive fallouts during the nuclear weapon tests conducted at the Semipalatinsk Nuclear Test Site. The paper estimates the dynamics of the radiological and ecological situation in the settlements of the Abai region based on the archive data (1949 – 1994) and modern studies. The data on radioactive elements (Sr-90, Cs-137, Pu-240/Pu-239) in the environment objects, i.e. soil, water, milk and meat are presented.

Деятельность Семипалатинского испытательного ядерного полигона (СИЯП) стала причиной радиоактивного загрязнения территорий, находящихся за пределами полигона [1]. Вопрос о загрязнении внешней среды радиоактивными веществами приобретает особенно важное значение, потому что последние активно включаются в природный биологический цикл и по различным биологическим цепочкам проникают в организмы человека и животных, накапливаются в них, оказывая постоянное вредное воздействие [2].

Основное загрязнение территории Абайского района обусловлено самым мощным наземным взрывом термоядерной бомбы (12.08.1953 г.), а также локальными выпадениями от серии наземных ядерных взрывов (24.09.1951, 05.10.1954, 16.03.1956 гг.), и от серии взрывов Телькем. Радиоактивные выпадения от этих взрывов затронули отдельные участки территории Абайского района. Таким образом, территории Саржальского сельского округа Абайского района относятся к зоне чрезвычайного радиационного риска (доза воздействия на население свыше 100 бэр за весь период испытания), остальная территория Абайского района относится к зоне максимального радиационного риска (доза воздействия на население от 35 до 100 бэр за весь период испытания).

Цель работы – оценка динамики параметров радиоэкологических исследований прошлых лет на основе архивно-аналитической информации и современных исследований территории Абайского района.

Исследования радиоэкологической обстановки, влияния ядерных испытаний на окружающую среду и здоровье людей за пределами полигона проводились со времен начала испытаний, но они носили нерегулярный характер и затрагивали только отдельные населенные пункты. И, несмотря на то, что отдельные результаты этих исследований сегодня опубликованы, большая часть данных остается недоступной широкому кругу специалистов [3].

В первые десять лет испытаний измерялась только мощность дозы гамма-излучения по пути прохождения радиоактивного облака. С 1959 г. начали определять удельную суммарную β -активность объектов внешней среды в отдельных населенных пунктах. К 1962 г., согласно архивным данным, начались планомерные изучения радиоэкологической обстановки. С этого времени изучались как объекты окружающей среды, так и продукты питания на достаточно широких территориях.

Динамика радиоэкологической обстановки в населенных пунктах Абайского района представлена с 1959 по 1996 гг. на основе архивного материала Научно-исследовательского института радиационной медицины и экологии. В изучаемом архиве обрабатывались результаты исследования проб объектов внешней среды (почва, растительность), основных продуктов питания (мясо, молоко местного производства), а также питьевой воды.

Согласно архивным материалам, радиоактивное загрязнение почвы Абайского района носит сложный характер по причине неоднократных локальных выпадений от взрывов на СИЯП. В 1959 г. для с. Кайнар суммарная бета-активность составляла 3760 Бк/кг, что выше среднего значения естественной бета-активности данного типа почвы (750 Бк/кг) в 5 раз. После запрета на проведение воздушных и наземных испытаний в 1962 г., уменьшения глобальных выпадений, процессов естественной дезактивации почв и радиоактивного спада суммарный запас бета-активных продуктов деления в почвах систематически уменьшался. К 1990 г. суммарная бета активность снизилась в 4-6 раза и составляла 830 Бк/кг, что стало практически на уровне естественной бета-активности почвы.

Для определения глубинной миграции радионуклидов отбирались пробы грунта до глубины 30 см. В 1959 г. основная активность (81%) была сосредоточена в пятисантиметровом слое, 19% активности приходится на слой от 5 до 25 см. Данные 1966 г. показывают, что 49,5% активности находится в слое 0-5 см, а остальная активность равномерно распределена до глубины 50 см. То есть происходит глубинная миграция радионуклидов.

Начиная с 1963 г., в архивных материалах появляются данные по изотопному составу. Содержание радионуклидов в почве (0-1 см) в 1963 г. в с. Кайнар составляло: Sr-90 – 134 Бк/кг, Cs-137 – 37,4 Бк/кг. В с. Саржал: Sr-90 – 56,46 Бк/кг, Cs-137 – 245,51 Бк/кг. В 1967 году на территории с. Саржал отмечено повышение содержания радионуклидов в поверхностном слое почвы от серии взрывов «Телькем-I» и «Телькем-II» и взрыва на реке Чаган в 1965 году. К 1994 году удельная активность Sr-90 в поверхностном слое почвы снизилась в 2,6 раз, Cs-137 – в 4,7 раза.

Накопление Sr-90 прослеживается на 2-х участках: 0-10 см и 30-45 см. Основное накопление изотопа Eu-152 также наблюдается в двух слоях: 5-20 см и 30-45 см.

Максимальное накопление Am-241 наблюдается в слое 5-30 см. Вероятно, это объясняется тем, что америций многократно выпадал на изучаемой территории. После 30 см америций равномерно убывает.

Изотоп Be-7 распределен неравномерно по всей глубине шурфа. Наблюдается три пика удельной активности бериллия на разных глубинах.

Для радионуклидов K-40, Th-232, U-238 и Ra-226 наблюдается примерно равномерное распределение.

Содержание Pu-239, 240 в почве на большинстве участков в единицы-десятки раз выше, чем средний предполагаемый уровень глобальных выпадений в Семипалатинском регионе (50 Бк/м²).

Однако в результате анализа содержания радионуклидов в почве в 1994 г. установлено, что для слоя 0-5 см соотношение Cs-137 и Sr-90 составляет 0,937 для с. Саржал и 3,5 для с. Кайнар при значениях глобальных выпадений 1,6 - 1,7.

Результаты современных исследований, которые проводились в период 1995-2010 гг. Исследовательским институтом радиационной биологии и медицины (Университет Хиросимы, Япония) и Научно-исследовательским институтом радиационной медицины и

экологии, показали, что уровни запаса Cs-137 в почвах населенных пунктов Абайского района на уровне содержания от глобальных выпадений. Содержания Cs-137 в образцах почвы Абайского района составляют от $1,8 \cdot 10^2$ до $9 \cdot 10^3$ Бк/м², что сопоставимо либо немного ниже, чем предполагаемый местный глобальный уровень ($3 \cdot 10^3$ - $7 \cdot 10^3$ Бк/м²).

Атомные отношения Pu-240/Pu-239 для большинства проб Абайского района показали довольно низкие значения (в диапазоне 0,035-0,05) по сравнению со значением глобальных выпадений (0,18).

Удельная суммарная активность молока и мяса снизилась до 10,8 раза, воды – до 278,7 раза. Удельная активность Sr-90 в молоке снизилась до 59,4 раза, в мясе – до 132 раза, в воде до 4,5 раза; удельная активность Cs-137 в молоке снизилась до 72,9 раза, в мясе – до 55,9 раза, в воде – до 9 раз.

Радиоактивное загрязнение растительности Абайского района повторяет картину поверхностного загрязнения почвы. Резкий спад активности в с. Саржал с 185000 Бк/кг в 1953 г. до 2200 Бк/кг в 1956 г. объясняется распадом короткоживущих продуктов деления от взрыва 1953 г. Начиная с 1965 года, в населенных пунктах Абайского района установлен систематический спад активности в растительности. Увеличение концентрации Cs-137 в 1986 году можно объяснить увеличением глобального выпадения Cs-137 от аварии на Чернобыльской атомной электростанции.

С 1959 по 1963 гг. удельная суммарная активность проб растительности падает в 2 раза. С 1963 г. (год окончания наземных испытаний) по 1966 г. удельная суммарная активность падает в 5 раз.

Удельная активность растительности как по Sr-90, так и по Cs-137 с 1963 по 1994 гг. уменьшилась в 1,6 раза. Переход Sr-90 из почвы в растительность в 1963 г. составлял 5%, а Cs-137 17%. Полученные данные подтверждают тот факт, что биологически значимого стронция (способного к переходу в растительность) на локальных радиоактивных следах при наземных ядерных взрывах может содержаться намного меньше, чем выпадает. Очевидно, существенное его количество прочно фиксировано в оплавленных частицах [4]. В данный период большую роль в загрязнении играло вторичное запыление растительности.

К 1994 г. загрязнение изотопами растительности увеличивается и составляет 25% по Sr-90, 20% по Cs-137 от содержания в почве. Если к 1994 г. загрязнение поверхностного слоя почвы приближается к значениям глобальных выпадений, то для растительности наблюдается иная картина. На фоне загрязнения от глобальных выпадений продолжается загрязнение растительности Sr-90 и Cs-137, выпавшими в данном районе в период атмосферных испытаний. В это время преобладает корневой путь, при котором Sr-90 интенсивнее поступает в растительность.

Накопление радиоактивных веществ в растительности в 1996 г. обусловлено как фактом неоднократных локальных выпадений, так и различным поступлением радионуклидов: через корневую систему и в результате поверхностного загрязнения. Подтверждением тому служат полученные коэффициенты перехода из почвы в растительность по долгоживущим продуктам деления.

Основными пищевыми продуктами местного производства, определяющими уровень поступления радиоактивных веществ в организм человека, в Абайском районе являются молоко и мясо животных. Концентрация радиоактивности в продуктах питания напрямую зависит от загрязнения растительного покрова продуктами деления и повторяет характер радиационной обстановки в исследуемом населенном пункте.

Из архивных данных видно, что за весь период наблюдений суммарная активность и содержание основных дозообразующих радионуклидов Sr-90 и Cs-137 в молоке и мясе, на всей исследуемой территории, снижается и к 1984 году приближается к величинам, обусловленным глобальными выпадениями.

За период после окончания атмосферных испытаний с 1963 по 1996 гг. содержание Cs-137 в молоке снизилось в 60 раз, Sr-90 в 8 раз. Удельная активность Cs-137 в мясе снизилась в 52 раза.

Получены коэффициенты перехода долгоживущих продуктов ядерных взрывов по биологической цепочке «почва - растение - продукты питания» для 1963, 1994 и 1996 гг. Полученные коэффициенты характеризуют биологическую активность долгоживущих изотопов и могут применяться для определения загрязнения растительности и продуктов питания по загрязнению почвы.

Содержание в воде Cs-137 является весьма эпизодичным. Концентрации суммарной бета-активности в воде населенных пунктов Абайского района незначительно отличаются друг от друга. То же самое можно сказать и о содержании Sr-90. В 1994 г. содержание радионуклидов в пробах питьевой воды Абайского района значительно меньше допустимых концентраций радионуклидов в воде, установленных Нормами радиационной безопасности [5].

Проведенные ретроспективные и проспективные исследования радиоэкологической обстановки в населенных пунктах Абайского района позволяют сделать следующие выводы: территория Абайского района неоднократно загрязнялась локальными радиоактивными выпадениями при проведении испытаний ядерного оружия на СИЯП. К 1990 году удельная суммарная активность, концентрация Sr-90, Cs-137 в почве, растительности, продуктах питания и в воде снизилась в десятки и сотни раз. В современный период уровни содержания Cs-137 в образцах почвы сопоставимы с предполагаемым местным глобальным уровнем, уровни Pu-239,240 в единицы-десятки раз выше предполагаемого глобального уровня. По данным современных исследований, атомные отношения Pu-240/Pu-239 ниже значений глобальных выпадений.

Дифференциация источников заражения плутонием и цезием, их глобальных и выпавших осадков требует дальнейшего исследования.

Литература

1. Логачев В.А. Ядерные испытания на Семипалатинском полигоне и их влияние на окружающую среду / В.А. Логачев // Вестник НЯЦ РК. 2000. - вып. 3. — С. 9-4.
2. Эйзенбад М. Радиоактивность внешней среды / М. Эйзенбад. М.: Атом-издат, 1967.- 332 с.
3. Карабалин Б.К. Оценка среднегодовой эффективной дозы внутреннего облучения населения региона Семипалатинского испытательного полигона / Б.К. Карабалин, М.К. Мукушева, С.К. Кайрамбаев и др. // Вестник НЯЦ РК. 2001. - Вып. 3. - С. 79-84.
4. Гордеев К.И. О содержании биологически значимого радиостронция на локальных следах наземных ядерных взрывов / К.И. Гордеев, Е.С. Кузнецов, В.Г. Радов // БРМ. 1970. - №4. - С. 7-10.
5. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП.2.6.1.758-99 / Минздрав России: Введ. 02.07.99: Взамен НРБ-96 изд. 1996 г, М., 1999. - 160 с.

Ю.А. Шутова, Я.О. Тимофеева
СОДЕРЖАНИЕ V, Rb, Y, Sc, Ga, Sr, Zr, Nb В ПОЧВАХ ОСОБО
ОХРАНЯЕМЫХ ПРИРОДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ ПРИМОРСКОГО КРАЯ

Yu.A. Shutova, Ya.O. Timofeeva
THE CONTENT OF V, Rb, Y, Sc, Ga, Sr, Zr, and Nb IN SOILS OF
PRIMORYE RESERVES

ФГБУН Биолого-почвенный институт ДВО РАН
E-mail: yuliyashoo@yandex.ru, timofeeva@biosoil.ru

Аннотация. Максимальные превышения установленных кларковых уровней были отмечены по содержанию V, Rb и Y в почвах Сихотэ-Алинского, Лазовского и Уссурийского заповедников. Повышенные концентрации указанных элементов могут быть причиной их поступления в составе техногенных потоков. Содержание и распределение Sc, Ga, Sr, Zr и Nb зависит от состава подстилающих пород и направленности почвообразовательного процесса.

Abstract. Maximum excess of Clarke was observed for V, Rb, and Y in soils of the Sikhote-Alin, Lazovsky and Ussuryisky Reserves. The technogeneuous flows may be responsible for the increased concentrations of the mentioned elements. The content and distribution of Sc, Ga, Sr, Zr, Nb depend on the composition of parent rocks and the direction of soil-forming processes.

Согласно геохимической классификации элементов В.И. Вернадского, исследованные элементы относятся к группам циклических (Sr, Zr, V) и рассеянных элементов (Sc, Y, Ga, Rb, Nb). В настоящее время достаточно хорошо и подробно изучено содержание тяжелых металлов, таких как Zn, Pb, Ni, Cd и Cr в почвах различных регионов РФ [1, 5, 10], в то время как количество данных по содержанию V, Rb, Y, Sc, Ga, Sr, Zr, Nb в почвах крайне ограничено. Накопление таких элементов внутри почвенного профиля может привести к необратимым последствиям и в итоге негативно воздействовать на здоровье человека. Содержание указанных элементов в почвах чаще всего изучается при исследовании процессов внутрипочвенного выветривания и оценке уровня техногенного воздействия на почвы [14]. До настоящего времени не существует единого мнения о степени токсичности рассматриваемых элементов. По классификациям разных стран и организаций одни и те же элементы относятся к разным классам опасности. Это подтверждается данными, приведенными в статьях ряда авторов [4, 13].

В рамках территории Приморского края комплексных исследований, направленных на изучение уровня концентрации V, Rb, Y, Sc, Ga, Sr, Zr, Nb в почвах, не проводилось, имеющиеся данные разрозненны и не дают целостного представления о содержании и закономерностях распределения таких элементов в почвенном покрове региона. В связи с этим, крайне важно установить уровень содержания элементов в ненарушенных, фоновых почвах. Наиболее подходящим объектом для проведения подобных исследований является почвенный покров заповедных территорий, который становится основной базой сохранения природного разнообразия почв региона и где техногенное влияние сведено к минимуму.

Целью исследований была оценка содержания V, Rb, Y, Sc, Ga, Sr, Zr, Nb в почвах особо охраняемых природных территорий Приморского края.

В качестве объектов исследования были выбраны буроземы типичные Сихотэ-Алинского государственного природного биосферного заповедника им. К. Г. Абрамова, Лазовского государственного природного заповедника им. Л.Г. Капанова и Уссурийского государственного природного заповедника им В.Л. Комарова, формирующиеся в разных почвенно-экологических условиях и являющиеся зональным типом почв Приморского края. Климат заповедников носит ярко выраженный муссонный характер, проявляющийся в резко противоположной смене направления ветра зимой и летом. Максимальное количество осадков приходится на летние месяцы [9]. Почвы сформированы на породах,

представленных алевролитами, дацитами, песчаниками и аргиллитами. Территория Сихотэ-Алинского заповедника расположена в пределах минерального цинк-свинец-золоторудного района. На территории Лазовского заповедника сформировано несколько зон с повышенным содержанием элементов: 1. снежная вольфрам-оловорудная минералогическая зона (повышенное содержание Zn и Fe), 2. цинк-железо-серебрянорудный район [12].

Анализ элементного состава почвенных образцов проводили методом энергодисперсионного рентгенофлуоресцентного анализа в формате количественного анализа в вакуумной среде, с использованием спектрометра EDX 800HS с Rh- катодом. Величину рН определяли согласно ГОСТ 26483-85. Содержание общего углерода определяли методом газовой хроматографии с использованием элементного анализатора Flash 2000 [8,11]. Содержание элементов в опытных образцах сравнивались с установленными уровнями кларков для почв России согласно рекомендациям А.П. Виноградова [2].

В почвах различных заповедников исследованные элементы по величине содержания образуют следующие убывающие ряды: Сихотэ-Алинский заповедник – Zr>Sr>V>Rb>Y>Nb>Sc, Ga; Лазовский заповедник – Zr>Rb>V>Sr>Y>Nb>Sc, Ga; Уссурийский заповедник – Zr>Sr>V>Rb>Y, Nb>Sc, Ga. При сравнении уровня концентрации V, Rb, Y, Sc, Ga, Sr, Zr, Nb в исследованных почвах с величиной установленного для почв кларка элементы можно разделить на две группы: I – содержание превышает кларковое значение – V, Rb, Y, II – содержание находится в пределах значений кларкового уровня – Sc, Ga, Sr, Zr, Nb. Отличительной особенностью почв Уссурийского заповедника является снижение содержания Y до величины значения кларкового уровня (рис.1).

Содержание РРЭ в почвах заповедников Приморского края

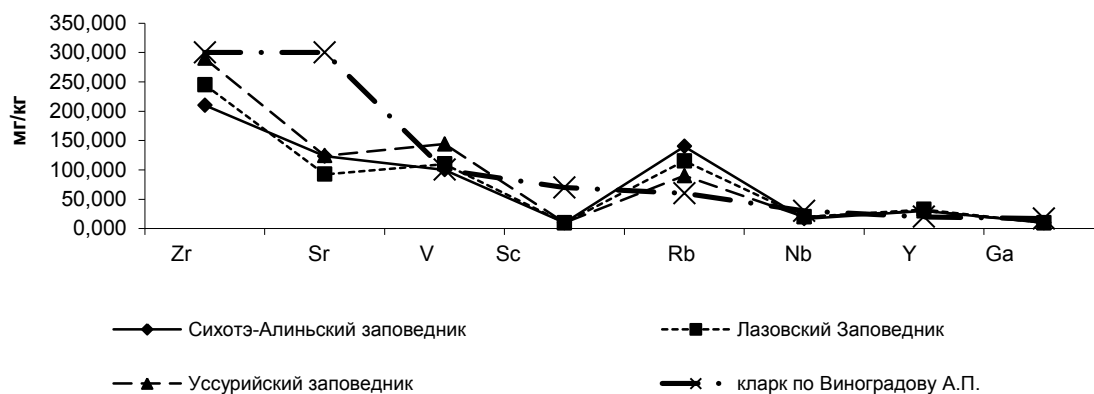


Рис. 1 Содержание элементов в буроземах заповедников Приморского края

Согласно ГОСТ 17.4.102-83 V относится к элементам третьего класса опасности [7]. В малых количествах V содержится в тканях живых организмов и совершенно безвреден. Однако, как показали исследования Ю.Н. Водяницкого, при повышенных концентрациях элемент может оказывать токсическое воздействие [3]. Содержание V во всех исследованных почвах превышает кларковые значения до 1,5 раз. Максимальная концентрация элемента приурочена к средней и нижней частям почвенного профиля на территории Сихотэ-Алинского и Лазовского заповедников и к верхней и средней части почвенного профиля – в Уссурийском заповеднике.

Наибольший уровень содержания Rb в почвах Сихотэ-Алинского заповедника отмечен в верхних горизонтах. Превышение кларкового значения достигает 2,5 раз. В почвах Лазовского заповедника максимальное содержание Rb приходится на нижнюю часть профиля. Кларковый уровень превышен в 2 раза. В буроземах Уссурийского

заповедника максимальная концентрация Rb приурочена к средним и нижним частям почвенного профиля и превышает установленный кларковый уровень до 1,5 раз.

Превышение содержания Y во всех исследованных почвах отмечается по всему профилю от 1,5 до 2 раз. Внутрпрофильное варьирование концентрации элемента выражено слабо, как правило, почвы исследованных территорий характеризуются одинаковой величиной содержания Y по всему профилю. Максимальная концентрация была отмечена в верхних горизонтах буроземных почв Лазовского заповедника, с превышением величины среднего содержания данного элемента в почвах мира до 2 раз.

Для Ga, Sc, Sr, Zr, Nb превышений установленных кларковых значений для почв России установлено не было.

Для характеристики накопления V, Rb, Y, Sc, Ga, Sr, Zr, Nb в почвенном профиле использовали кларк концентрации (Кк) [6]. В почвах установлено накопление Zr и V (рис. 2). В буроземах Сихотэ-Алиньского и Лазовского заповедников, отмечено накопление Rb. Накопление Y отмечено, лишь в буроземах Лазовского заповедника. Существуют две возможные причины, объясняющие накопление элементов в почвенном профиле: особенности почвообразовательного процесса, дополнительное поступление элементов в составе техногенных потоков.



Рис. 2. Кларки концентрации элементов в почвах.

Результаты исследований показали, что содержание и распределение в почвенном профиле Sc, Ga, Sr, Zr, Nb определяется составом почвообразующих пород и зависит от направленности почвообразующих процессов. Повышенное содержание Rb, V и Y указывает на дополнительное поступление элементов, возможно, в составе техногенных потоков.

Литература

1. Васильев А.А., Чащин А.Н. Тяжелые металлы в почвах г. Чусового: оценка и диагностика загрязнения. Пермь: ФГБОУ ВПО Пермская ГСХА, 2011. 197 с.
2. Виноградов А.П. Геохимия редких рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 238 с.
3. Водяницкий Ю.Н. Формулы оценки суммарного загрязнения почв тяжелыми металлами и металлоидами // Почвоведение. 2010. №10. С. 1276–1280.
4. Водяницкий Ю.Н. Нормативы содержания тяжелых металлов и металлоидов в почвах// Почвоведение. 2012. №3. С. 368-375.
5. Горбачев В.Н., Аванесян Н.М. Содержание Тяжелых металлов в почвах г. Ульяновска// Безопасность жизнедеятельности. 2008. №3. С. 30-33.
6. Геологический словарь: в 2-х томах. Под ред. К.Н. Паффенгольца и др. М.: Недра. 1978. Т.2. 456 с.
7. ГОСТ 17.4.1.02–83. Охрана природы. Почвы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения. М., 1983. 12 с.

8. ГОСТ 26483-85 Почвы. Приготовление солевой вытяжки и определение ее рН по методу ЦИНАО. М.: Издательство стандартов, 1985. 6 с.
9. Иванов Г. И. Почвообразование на юге Дальнего Востока. М.: Наука, 1976. 200 с.
10. Лебедева О.Ю., Фрумин Г.Т. Содержание валовых форм тяжелых металлов в почвах Костромской области//Вестник Санкт-Петербургского университета. Серия 7: Геология. География С. 124-128.
11. М-02-0604-2007. Методика выполнения измерений массовой доли кремния, кальция, титана, ванадия, хрома, бария, марганца, железа, никеля, меди, цинка, мышьяка, стронция, свинца, циркония, молибдена, в порошковых пробах почв и донных отложений рентгеноспектральным методом с применением энергодисперсионных рентгенофлуоресцентных спектрометров типа EDX фирмы Shimadzu.
12. Олейников А.В., Сясько А.А. Геологическое строение и полезные ископаемые бассейнов рек Партизанской, Киевки, Черной и Милоградовки. Отчет Партизанского участка Сергеевской партии о результатах геологического доизучения. Масштаб 1:200000.1991-1998 г.
13. Чернова О. В., Бекецкая О. В. Допустимые и фоновые концентрации загрязняющих веществ в экологическом нормировании (тяжелые металлы и другие химические элементы)//Почвоведение. 2011. № 9. С.1102-1113.
14. Jaben R. Richards Jackie L. Schroder. Trace Elements in Benchmark Soils of Oklahoma// Soil Science Society of America Journal. 2012. V .76. P. 2031–2040

С.А. Худяев
ФОРМИРОВАНИЕ ГЕОХИМИЧЕСКОЙ НЕОДНОРОДНОСТИ ПОЧВ
КОТЛОВИН СОЛЕННЫХ ОЗЕР ПО СОДЕРЖАНИЮ
МИКРОЭЛЕМЕНТОВ ПРИ ИЗМЕНЕНИИ МИКРОРЕЛЬЕФА В
МЕСТООБИТАНИЯХ ГАЛОФИТНЫХ КУСТАРНИКОВ РОДА
NITRARIA SHOBERI

S.A. Khudyaev
FORMATION OF MICROELEMENTAL SOIL HETEROGENITY IN
BASINS OF SALT LAKES UNDER MICRORELIEF CHANGE IN
HABITATS OF HALOPHYTIC SHRUB *NITRARIA SHOBERI*

Институт почвоведения и агрохимии СО РАН

630090, г. Новосибирск, проспект Академика Лаврентьева, 8/2. E-mail: xca_nsk@mail.ru

Аннотация. В северной части Кулундинской равнины, в котловине оз. Баган в местообитаниях галофитного кустарника *Nitraria Shoberi* выявлены процессы изменения микрорельефа, которые выражаются в формировании кочек и сопровождаются понижением уровня грунтовых вод и уменьшением концентрации солей. При этом валовое содержание микроэлементов в почвах различных элементов микрорельефа достоверно не различаются. Концентрация в почвах подвижных и водорастворимых форм Mn, Cu, Ni, Zn, Li в условиях оз. Баган определяется процессами переноса минеральных частиц водой, выщелачивания и испарительного концентрирования и часто достоверно уменьшается с увеличением высоты кочек.

Abstract. Microrelief changes were revealed in the Bagan lake basin (in the north of Kulunda plain) in the habitats of halophytic shrub *Nitraria Shoberi*. These processes were accompanied by the mounds formation as well as the decrease in groundwater levels and salt concentrations in soils. However, the total content of trace elements in soils of various microrelief components differs insignificantly. In lake Bagan, the concentration of exchangeable and water soluble forms of Mn, Cu, Ni, Zn, Li depends on mineral particles transport in the water, leaching and evapoconcentration. With increase in mound height, the content of these forms in soils often decreases.

Живые организмы оказывают значительное влияние на перераспределение химических элементов в ландшафте и в почвах. Особенно хорошо это прослеживается при смене одного типа растительности другим, либо при заселении растительностью ландшафтов до этого ею не занятых. Процессы изменения почвенных свойств под влиянием живых организмов довольно хорошо изучены на примере растительных сообществ аридных и семиаридных зон. Например, установлено, что при смене травянистой растительности кустарниковыми сообществами происходит перераспределение вещества в ландшафте, в результате чего почвенный покров приобретает гетерогенность по гранулометрическому составу, содержанию карбонатов, количеству органического вещества, концентрации N, P, K. Такая неоднородность возникает в результате формирования под кустарниками так называемых «островков плодородия» [1], которые характеризуются наличием повышенных запасов органического вещества, доступного азота, фосфора, калия. В тоже время почвы межкустового пространства подвергаются возрастающему воздействию эрозионных процессов, что приводит к истощению запасов органики, уменьшению содержания элементов питания для растений и, в конечном счете, к снижению биологического разнообразия и опустыниванию [1, 2]. Однако образование островков плодородия может быть индикатором и противоположных процессов. Так, последние результаты изучения сибирского региона указывают на то, что в настоящее время в степной зоне, южной части Западной Сибири наблюдается усиление аридизации климата [3], которое приводит к усыханию озер и освобождению от воды сильнозасоленных участков земной поверхности не занятых зональной растительностью. Освоение подобных площадей начинается, как правило, галофитными растениями, устойчивыми к засолению. В процессе своей жизнедеятельности они могут изменять микрорельеф территории обитания, формируя кочки за счет

аккумуляции минеральных частиц переносимых водой и ветром. Данные образования микрорельефа характеризуются более благоприятными условиями обитания по сравнению с окружающим пространством: они лучше дренированы и отмыты от легкорастворимых солей, имеют относительно комфортный температурный режим и т.д. Таким образом, изменяя микрорельеф и связанные с ним характеристики местообитаний, изначально непригодных для заселения зональной растительностью, галофиты, в принципе, могут создавать условия для ее появления на данных участках. Это, в свою очередь, будет способствовать росту биологического разнообразия и модификации биогеохимических циклов элементов.

Рассматривая образование, функционирование и деградацию «островков плодородия», исследователи в основном уделяли свое внимание таким элементам, как: углерод, азот, фосфор, кальций и магний. При этом слабоизученным остается поведение микроэлементов, входящих в состав ферментов отвечающих за солеустойчивость растений и которые в экстремальных условиях засоления будут иметь для растений огромное значение.

Объекты и методы. Исследования проводились в северной части Кулундинской равнины, в котловине оз. Баган, которое в прошлом было проточным и являлось частью р. Баган. Почвообразующие породы в пределах котловины имеют слоистое песчаное и супесчаное строение, отличающее их от легких и средних суглинков на которых формируются почвы вне ее пределов. Ключевые участки расположены в нижней части котловины, в пределах транзитно-аккумулятивного геохимического ландшафта на сорových солончаках. Анализировались образцы верхних почвенных горизонтов повышенных элементов микрорельефа (кочек) в местообитаниях разновозрастных галофитных кустарников *Nitraria Shoberi* и на контрольных участках в межкустовом пространстве, которые располагались в непосредственной близости от местообитаний кустарников (в пределах 1 м). В почвенных образцах изучено содержание биологически важных элементов, характеризующихся слабой миграционной способностью в условиях семиаридных степных ландшафтов: Mn, Co, Ni, Zn, Cu, Pb, Cd, Li, Sr. Валовое содержание элементов определялось методом атомной эмиссии, подвижная (вытяжка ацетатно-аммонийный буфер, pH=4,8) и водорастворимая (водная вытяжка) формы – методом атомной абсорбции.

Результаты. При исследовании ключевых участков в котловине оз. Баган выявлено, что местообитания галофитного кустарника *Nitraria Shoberi* представлены кочками слоистого строения (до 4-х слоев) различной величины. Анализ метрических характеристик кустарников и кочек показал наличие прямой связи между ними. Так, высота кроны молодых кустарников изменялась в пределах 0,39-0,61 м. В тоже время высота и длина основания кочек под растениями соответственно варьировали в пределах 0,07-0,1 м и 2,7-4,7 м. Высота кроны старых кустарников находилась в диапазоне 0,68-1,1 м и размеры кочек под ними изменялись прямо пропорционально: высота – 0,4-0,59 м, длина основания – 8,4-17 м.

Подобное изменение микрорельефа оказывает влияние на глубину залегания грунтовых вод, изменение миграционных потоков вещества (на повышениях – интенсификация нисходящих выщелачивающих, а в понижениях – восходящих испарительных), а через это - на уровень засоления верхних почвенных горизонтов под кочками и в межкустовом пространстве (табл. 1).

Известно, что общее количество микроэлементов в почвах определяется генезисом, минералогическим и гранулометрическим составом. Поэтому исследование валового содержания микроэлементов позволяет определить насколько различны породы на которых формируются почвы микроповышений и межкустового пространства. В свою очередь, анализ концентрации подвижной и водорастворимой форм микроэлементов, позволяет выявить изменения их содержания обусловленные процессами восходящей и нисходящей миграции вещества.

Таблица 1

Уровень грунтовых вод и величина плотного остатка в почвах разных элементов микрорельефа котловины оз. Баган (средние значения и доверительный интервал, $p=0.05$, $n=5$).

Точка	Высота, м	УГВ, м	Плотный остаток, г/л
Контроль НК	0	0,85±0,07	0,47±0,12
НК	0,08±0,017	0,92±0,02	0,20±0,06
ВК	0,52±0,068	1,57±0,12	0,11±0,01
Контроль ВК	0	1,04±0,06	0,57±0,33

Примечание: НК – низкие кочки, ВК – высокие кочки, Контроль НК – контроль для низких кочек, Контроль ВК – контроль для высоких кочек.

Таблица 2

Валовое содержание (1), концентрация подвижной (2) и водорастворимой (3) формы микроэлементов в почвах разных элементов микрорельефа в котловине оз. Баган (средние значения и доверительный интервал, $p=0.05$, $n=5$).

Точка	Mn			Zn			Cu			Ni	
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2
Контроль НК	277±31	82±15	0,07±0,07	31±5	1,91±1,5	0,03±0,01	34±16	0,53±0,04	0,05±0,017	12±2	0,71±0,1
НК	264±47	64±5	0,09±0,06	18±11	0,72±0,3	0,04±0,02	24±7	0,13±0,02	0,06±0,009	7±3	0,24±0,2
ВК	235±50	31±12	0,03±0,005	18±5	0,64±0,4	0,04±0,009	17±11	0,17±0,09	0,06±0,01	12±4	0,51±0,3
Контроль ВК	235±55	36±30	0,07±0,04	31±11	2,63±2,1	0,03±0,009	21±9	0,30±0,11	0,06±0,02	12±2	0,76±0,3
Точка	Sr			Pb		Co		Li		Cd	
	1	2	3	1	2	1	2	2	3	2	
Контроль НК	475±65	303±165	0,78±0,4	12±1	0,37±0,18	3,8±0,8	0,32±0,07	1,6±0,7	0,05±0,002	0,04±0,02	
НК	376±85	150±74	0,98±0,9	13±2	0,58±0,06	5,5±0,5	0,24±0,12	1,1±0,2	0,03±0,007	0,05±0,01	
ВК	196±33	94±31	0,28±0,04	12±5	*	4,5±0,7	0,20±0,05	0,6±0,1	0,01±0,001	0,05±0,02	
Контроль ВК	318±231	201±209	0,64±0,23	13±3	*	3,6±0,8	0,45±0,19	1,2±0,9	0,07±0,02	0,03±0,02	

Примечание: НК – низкие кочки, ВК – высокие кочки, Контроль НК – контроль для низких кочек, Контроль ВК – контроль для высоких кочек. 1 – валовое содержание, 2 – подвижная форма, 3 – водорастворимая форма. Отсутствие данных по какому-либо показателю означает, что он или не определялся, или его количество было ниже пределов обнаружения метода.

Валовое содержание микроэлементов на изученных элементах микрорельефа достоверно не различается (табл. 2). Это свидетельствует о едином генезисе и минералогическом составе почвообразующих пород на которых развиваются почвы микрорельефа.

Таким образом, несмотря на слоистость отложений, которая регистрируется как морфологически, так и при анализе содержания гранулометрических фракций, почвообразующие породы не влияют на формирование геохимической неоднородности почв по содержанию микроэлементов. Содержание подвижных и водорастворимых форм микроэлементов в изученных почвах полигона более неоднородно по сравнению с их валовым содержанием. Концентрация некоторых из них (Cu, Ni, Sr, Co, Pb, Cd) определяется количеством илистой фракции и в изученных почвах варьирует слабо в силу крайне малого количества тонкодисперсных частиц (около 5%). Содержание другой группы микроэлементов (Mn, Cu, Ni, Zn, Li) в условиях изучаемого полигона, по-видимому, в значительной степени определяется процессами выщелачивания и испарительного концентрирования. Поэтому часто концентрация Mn, Cu, Ni, Zn, Li в почвах достоверно уменьшается в увеличением высоты кочек. При этом наиболее сильно различия выражены в системе низкие кочки – контроль. Это может быть связано с тем, что на раннем этапе своего развития, кочки формируются за счет захвата кроной кустарника частиц приносимых водой с соседних повышенных участков, которые в процессе миграции освобождается от избытка солей и микроэлементов.

Выводы. Таким образом, в озерной котловине оз. Баган в местообитаниях галофитного кустарника *Nitraria Shoberi* за счет формирования кочек разной высоты происходит изменение микрорельефа. При этом почвы микроповышений и пониженных участков рельефа достоверно не различаются по валовому содержанию микроэлементов, т.к. формируются на породах единого генезиса. В свою очередь, концентрация подвижной и водорастворимых форм Mn, Cu, Ni, Zn, Li в почвах часто достоверно уменьшается в увеличением высоты кочек, т.к. содержание данных элементов в условиях полигона оз. Баган определяется процессами выщелачивания и испарительного концентрирования.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 14-05-31144 мол_а.

Литература

1. Schlesinger W. H. и др. Biological feedbacks in global desertification//Science, vol.247, №4946. 1990. pp. 1043-1048.
2. Schlesinger W. H. и др. On the spatial pattern of soil nutrients in desert ecosystems//Ecology, Vol.77, №2, 1996, pp. 364-374.
3. Опустынивание земель и борьба с ним. Материалы Межд. научн. конф. По борьбе с опустыниванием. Абакан, 2007.

С.Б. Сосорова, М.Г. Меркушева, Т.А. Аюшина
ОЦЕНКА СОРБЦИОННОЙ СПОСОБНОСТИ ПОЧВ ЗАПАДНОГО И
ЮГО-ЗАПАДНОГО ЗАБАЙКАЛЬЯ ПО ОТНОШЕНИЮ К КОБАЛЬТУ

S.B. Sosorova, M.G.Merkusheva, T.A. Ayushina
ESTIMATION OF SORPTION CAPACITY OF SOILS TOWARD COBALT
IN WESTERN AND SOUTH-WESTERN TRANSBAIKALIA

Институт общей и экспериментальной биологии СО РАН
 670047 г. Улан-Удэ, ул. Сахьяновой, 6. E-mail: soelma_sosorova@mail.ru

Аннотация. Определены количественные особенности процесса сорбции кобальта различными типами почв западного и юго-западного Забайкалья в нативной форме. Установлено, что засоленные и торфяная низинная почвы характеризуются относительно высокими параметрами сорбции по сравнению с дерновыми лесными и дерновыми таежными почвами.

Abstract. Quantitative characteristics of cobalt sorption in a native form by various types of soils in the west and southwest Transbaikalia are determined. It is found that saline and peat low-lying soils are distinguished by relatively high sorption compared to that in soddy forest and taiga soils.

Загрязнение почв тяжелыми металлами представляет собой один из опаснейших видов техногенного воздействия на экосистемы. Это обусловлено важнейшими функциями, которые выполняют почвы в биосфере. Одной из них является свойство почв поглощать тяжелые металлы и удерживать их в форме соединений, способных к миграции, тем самым обеспечивая и защитную функцию почв по отношению к живым организмам, а также возможность служить вторичным источником загрязнения сопредельных сред. Важнейшими характеристиками этого состояния являются показатели поглощения и миграции тяжелых металлов [2]. Количественная оценка сорбционной способности позволяет прогнозировать поведение тяжелых металлов в почве.

Объектами исследования послужили верхние 0-20 см слои почв, распространенных в ландшафтах западного и юго-западного Забайкалья: р.1, оз. Котокельское - дерновая таежная, р.2, оз. Котокельское - серая дерновая, р.3, оз. Котокельское - торфяная низинная, Р.1В-07, оз. Котокельское – луговая глеевая, Р.1-08 повтор, Р.2-08 повтор, Р.3-08 повтор, Тарбагатайский район -дерново-лесная, Р.1, Джидинский район - солончак сорový, Р.2, Селенгинский район-солончак луговой, Р.3, Заиграевский район - солончак типичный. Классификация почв дана по [1].

Для гумусовых горизонтов исследуемых почв свойственно невысокое содержание гумуса (за исключением торфяной низинной и луговой глеевой почв), изменение реакции среды от слабокислой до сильнощелочной и наличие свободных карбонатов в засоленных почвах. Гранулометрический состав почв варьирует от супесчаного до тяжелосуглинистого [3,4, 5].

Изотермы сорбции кобальта почвой получали в статических условиях при 20 °С в нативной форме при соотношении почва-раствор 1:10. Концентрация рабочих растворов уксуснокислого кобальта составляла от 0.1 мМ/л до 10 мМ/л, продолжительность сорбции – 24 часа.

Равновесную концентрацию кобальта в растворе определяли атомно-абсорбционным методом на ААС «АAnalyst-400 производства Perkin Elmer.

Коэффициенты распределения кобальта рассчитывали по его остаточной концентрации в растворе по формуле: $K_d = \frac{(C_{исх} - C_{равн.}) \cdot V}{C_{равн.} \cdot m}$ л/г, где $C_{исх.}$ и $C_{равн.}$ – концентрации C_o в исходном растворе и равновесном, мМ/л, V – объем раствора, л; m – навеска почвы, г.

Степень сорбции кобальта почвой рассчитывался по формуле:

$$P(\%) = \frac{(C_{исх} - C_{равн.}) \cdot 100}{C_{исх}}$$

Процессы адсорбции ионов кобальта почвами в большинстве случаев удовлетворительно описываются уравнениями Ленгмюра и Фрейндлиха, позволяющими представить зависимость между равновесной концентрацией и количеством сорбированного элемента в линейной форме.

Изотермы адсорбции кобальта исследуемыми почвами имеют восходящий, L-образный ленгмюровский или S-образный вид. Принадлежность кривых изотерм к L-образному типу указывает на очень высокое сродство Co к обменным позициям, об относительной однородности обменных центров по отношению к сорбату. S-образная кривая изотермы показывает, что по мере повышения концентрации ТМ в равновесном растворе адсорбция сначала возрастает, а затем приближается к постоянному значению или для некоторых адсорбентов с повышением концентрации уменьшается (рис.). S-образные кривые характеризуют сильное влияние неоднородности обменных позиций на изотерму и относительно малое сродство элемента к ППК.

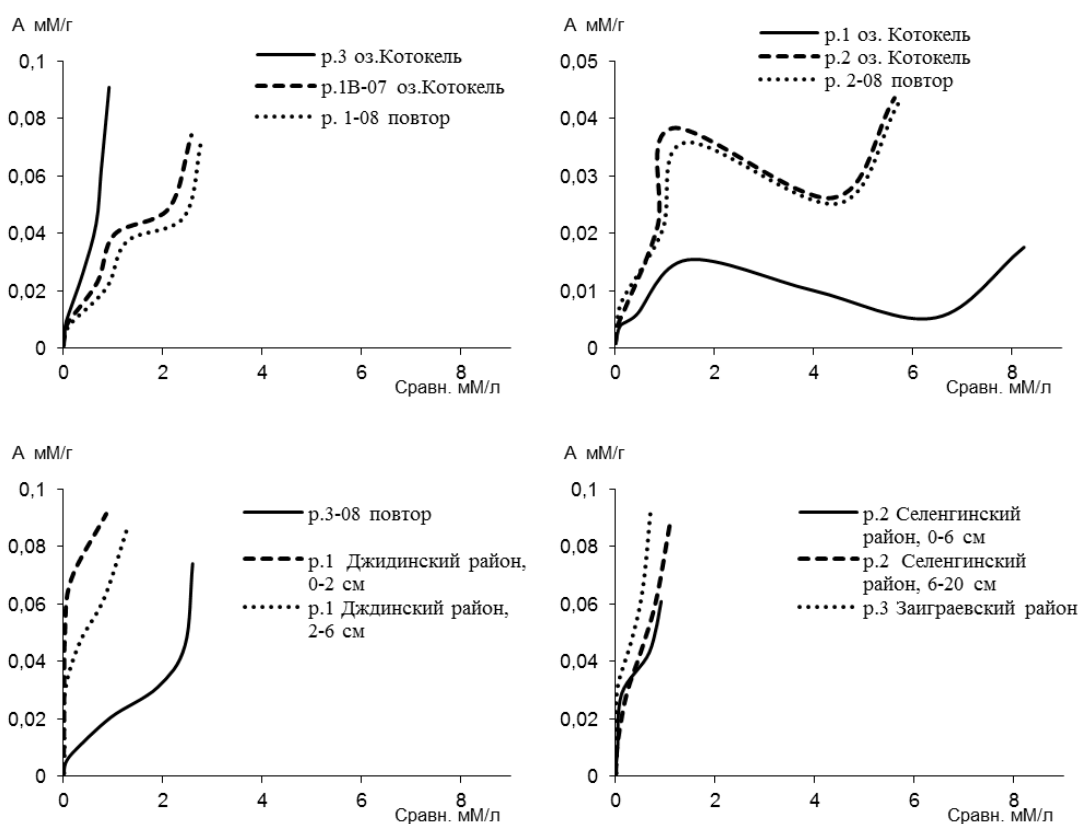


Рис 1. Изотерма адсорбции кобальта различными типами почв

Поглощение кобальта существенно зависит от типа почв. В условиях эксперимента засоленные и торфяная низинная почвы связывают больше кобальта, чем дерновые лесные и дерновая таежная почвы (см. таблица и рисунок).

Степень сорбции кобальта почвой уменьшается с ростом концентрации кобальта в исходном растворе (рис.2). Следует отметить, что в засоленных и торфяной низинной почвах наблюдается незначительное снижение сорбции кобальта с ростом его концентрации по сравнению с другими типами почв.

Вероятно, более высокие показатели сорбции для торфяной низинной почвы обусловлены высоким содержанием органического вещества и мелкодисперсных фракций с размером < 0,25 мм, а в засоленных почвах - процессами осаждения ионов кобальта в результате связывания хлорид, сульфат, карбонат, сульфид ионами.

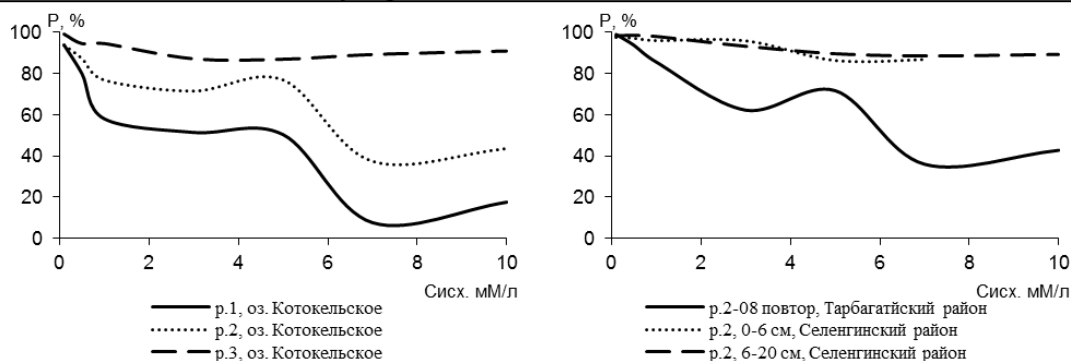


Рис.2 Степень сорбции кобальта различными типами почв

Согласно Харитоновой и соавторы [6] с уменьшением размера фракции почвенных частиц почв увеличивается ее сорбционная способность по отношению к кобальту.

Выявлена слабая прямая зависимость между максимальным количеством поглощенного кобальта и прочностью связи кобальта с почвой ($r=0.32$).

Коэффициент распределения (K_d), рассчитанный для исходной концентрации раствора $Co(NO_3)_2$, равной 1 мМ/л, составил для исследуемых почв от 0,0138 до 2,0475 л/г. Относительно высокие значения K_d выявлены для торфяной низинной и засоленных почв.

Таким образом, верхние слои засоленных и торфяной низинной почв характеризуются относительно высокими параметрами сорбции кобальта по сравнению с другими типами почв.

Литература

1. Классификация и диагностика почв СССР.- М.: Колос, 1977.-224 с.
2. Мотузова Г.В., Барсова Н.Ю. Поглощение и миграция цинка в почвах таежной зоны по результатам лабораторных и полевых опытов // Почвоведение, 2012, № 8, С.855-862.
3. Озеро Котокольское: природные условия, биота, экология/ отв. Ред. Н.М. Пронин, Л.Л. Убугунов; Рос. академия наук, Сиб. отд-ние.-Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 2013.-340 с.
4. Сосорова С.Б. Влияние лесных пожаров на микроэлементный состав дерново-лесных почв и растений //Оптимизация агрохимических свойств почв и продукционных процессов в горно-степных экосистемах: Мат. Всерос.научно-практ.конф. с межд. участием (Улан-Удэ, 16-17 ноября 2010 г.).- Улан-Удэ: Изд-во ФГОУ ВПО Бурятская государственная академия им. В.Р. Филиппова, 2010.-С.192-198.
5. Характеристика основных типов почв, используемых в аграрном производстве, и агроэкологические основы их охраны и рационального использования /в кн. Геоэкологические аспекты землепользования в Республике Бурятия / Б.Б. Ральдин, Л.Л. Убугунов, В.Н. Хертуев, К.Ш. Шагжиев. – Улан-Удэ, 2003. – С. 30-42.
6. Харитонова Е.В., Санжаров А.И., Санжарова Н.И. Изучение влияния железа на сорбцию $60Co$ песчаными грунтами // Радиация и риск, 2006, Том 15, № 3-4, С.164-173.

Параметры индивидуальной адсорбции кобальта различными типами почв западного и юго-западного Забайкалья

Образец, глубина, см, почва	Константы уравнения Ленгмюра					Константы уравнения Фрейндлиха				
	K_L , л/мМ	A_{\max} , мМ/кг	$A_{\text{расчетная}}$ при $C=1$, мМ/кг	MCE^* , л/кг	R^2	уравнение	K_F , л/мМ	$1/n$	R^2	уравнение
Р.1, 0-20, оз. Котокельское	3,59	10,00	7,82	35,9	0,6049	$A = 10,00 \frac{3,59C}{1 + 3,59C}$	6,93	0,3344	0,7604	$A=6,93C^{0,3344}$
Р.2, 0-20, оз. Котокельское	1,72	39,20	24,79	67,42	0,8761	$A = 39,20 \frac{1,72C}{1 + 1,72C}$	18,88	0,5581	0,9364	$A=18,88C^{0,5581}$
Р.3, 0-15, оз. Котокельское	1,87	101,00	123,06	188,87	0,5139	$A = 101,00 \frac{1,87C}{1 + 1,87C}$	63,45	0,6314	0,9705	$A=63,44C^{0,6314}$
Р.1В-07, 0-15, оз. Котокельское	1,44	75,70	44,68	109,01	0,8342	$A = 75,70 \frac{1,44C}{1 + 1,44C}$	36,52	0,6285	0,9829	$A=36,52C^{0,6285}$
Р.2-08 повтор, 0-20, Тарбагатайский район,	2,71	36,30	26,52	98,37	0,8784	$A = 36,30 \frac{2,71C}{1 + 2,71C}$	20,04	0,4303	0,9661	$A=20,04C^{0,4303}$
Р.1-08 повтор, 0-20, Тарбагатайский район	1,21	70,20	38,43	84,94	0,7030	$A = 70,20 \frac{1,21C}{1 + 1,21C}$	29,99	0,5018	0,9759	$A=29,99C^{0,5018}$
Р.3-08 повтор, 0-20, Тарбагатайский район	1,08	64,06	33,26	69,18	0,6093	$A = 64,06 \frac{1,08C}{1 + 1,08C}$	26,58	0,4993	0,9585	$A=26,58C^{0,4993}$
Р.1, 0-2, Джидинский район,	19,96	96,90	90,66	1934,12	0,9858	$A = 96,90 \frac{19,96C}{1 + 19,96C}$	217,17	0,6407	0,7976	$A=217,17C^{0,6407}$
Р.1, 2-9, Джидинский район	7,80	85,54	75,82	667,21	0,9475	$A = 85,54 \frac{7,80C}{1 + 7,80C}$	92,597	0,5661	0,8758	$A=92,60C^{0,5661}$
Р.2, 0-6, Селенгинский район	5,22	65,83	55,25	343,63	0,9472	$A = 65,83 \frac{5,22C}{1 + 5,22C}$	74,18	0,6696	0,9646	$A=74,18C^{0,6696}$
Р.2, 6-20, Селенгинский район,	3,96	89,22	71,23	353,31	0,8367	$A = 89,22 \frac{3,96C}{1 + 3,96C}$	77,59	0,6148	0,9727	$A=77,59C^{0,6148}$
Р.3, 0-30, Заиграевский район	3,83	108,47	86,01	415,44	0,6485	$A = 108,47 \frac{3,83C}{1 + 3,83C}$	113,24	0,6285	0,7674	$A=113,24C^{0,6285}$

Примечание. MCE^* -максимальная сорбционная емкость почв по отношению к кобальту

А.М. Межибор

ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ И РАДИОНУКЛИДОВ В ВЕРХОВЫХ ТОРФАХ ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ

A.M. Mezhibor

FEATURES OF THE ACCUMULATION OF CHEMICAL ELEMENTS AND RADIONUCLIDES IN UPLAND PEAT OF TOMSK OBLAST'

Национальный исследовательский Томский политехнический университет
г. Томск, пр-т Ленина, 30, тел./факс: (3822)418910. E-mail: amezhibor@gmail.com

Аннотация. Обсуждаются особенности геохимического состава торфяных отложений верхового типа: природные и антропогенные источники поступления химических элементов и биогеохимические процессы накопления.

Abstract. The features of the geochemical composition of upland peat deposits, i.e. natural and anthropogenic sources of chemical elements input and biogeochemical processes of the accumulation are discussed in the paper.

Важность изучения содержаний химических элементов в торфах, в том числе радиоактивных, определяется тем, что торф находит активное применение в различных отраслях деятельности человека: в сельском и садовом хозяйствах, в медицине и косметологии, использовании в качестве топлива. Ввиду того, повышенные концентрации некоторых химических элементов могут оказывать негативное воздействие на здоровье человека, определение особенностей их накопления в торфах приобретает особую значимость.

На территории Томской области (части южно-таежной подзоны Западной Сибири) располагаются уникальные по масштабам запасы торфа. В целом торфяные запасы Западно-Сибирской низменности составляют около 39 % мировых ресурсов [1]. Проблемы изучения торфяников Западной Сибири возникают в связи со сложными ландшафтными условиями. В большей степени изучено Большое Васюганское болото, представляющее интерес для многих исследователей благодаря своим величественным размерам (более 50 тыс. км² [2]).

Для химических элементов в торфяных залежах характерно неоднородное распределение как по глубине, так и по латеральному (территориальному) распространению. При этом в торфах могут отмечаться содержания, в значительной степени превышающие средние значения по региону [3].

Геохимические особенности верхового торфа определяются большим количеством факторов, среди которых определяющими являются состав подстилающих пород [4] и эколого-геохимические особенности территории расположения болот [5]. Ботанический состав торфа также является важным фактором в накоплении химических элементов [3]. Так как ботанический состав торфов определяется типом питания болота, то в качестве примера можно отметить, что в изученных пробах Бакчарского болота Томской области отчетливо проявляется накопление многих химических элементов в нижней части торфяной залежи, что связано с низинным или переходным типом питания в начале формирования болота. Для изученных торфов Томской области (содержания химических элементов определялись методом ИНАА) в целом характерно накопление Au, Br, Sb, Ba, Sr, Cr. На геохимическую специализацию изученных торфов указывают коэффициенты концентрации элементов по отношению к их кларкам в осадочных породах [5]. Верховые торфяники Томской области, по сравнению с торфами европейской части России, характеризуются повышенными содержаниями элементов группы железа (Fe, Co, Cr), сурьмы и золота. В литературе, для торфов Томской области отмечены повышенные содержания Ca, Fe, Sc, Co, Ba, Sr, Br по сравнению с торфами европейской территории России и средними данными для торфов России [3]. Повышенные содержания Sc по

сравнению с торфом европейской части России отмечались и в других работах [6]. К примеру, источником данных элементов могут являться лёссовидные породы, обогащенные Ca, Fe, Ba, Sr, Br, Mn, Zn, Mo, Sc [3]. Повышенное содержание железа является региональной спецификой изучаемой территории. Такие элементы как Fe, Ca, Sc и Ba, повышенные концентрации которых характерны в как для живых мхов, так и для торфов ниже 50 см от поверхности торфяника [3] (для исключения влияния антропогенной составляющей) имеют природные источники, определяющие региональный геохимический фон. Так как питание верховых торфяников преимущественно атмосферное, поступление данных химических элементов объясняется ветровым переносом пылевых частиц.

На биогеохимические процессы в растениях-торфообразователях большое влияние оказывает антропогенное воздействие [7]. Растения служат своеобразным индикатором геохимических изменений среды произрастания, особенно сфагновые мхи торфяных болот, способные активно накапливать химические элементы не только в сравнении с высшими растениями, но и в сравнении с другими видами мхов [8]. При изучении нескольких участков верховых болот было отмечено, что тяжелые металлы (Zn, Cd, Pb, Cu) в больших концентрациях накапливаются в торфе, подверженном антропогенному воздействию (в пределах влияния промышленных предприятий и автодорог) и болотные растения на таких участках характеризуются более высокими показателями биологического поглощения металлов [7].

Преимущественное атмосферное питание верховых торфяников является критерием, который позволяет определить в них накопление антропогенных загрязнителей. Например, в зоне влияния Томск-Северской промышленной агломерации в верхнем слое торфяной залежи Петропавловского Ряма (датированной по ^{210}Pb [5]) с середины 20-го столетия отмечается накопление химических элементов, характерных для расположенных на данной территории производств. Ba, Sr, Rb, U, Th, лантаноиды являются элементами, определяющими состав углей Кузнецкого бассейна, которые используются при работе ГРЭС в городах Северске и Томске. Отмеченные повышенные содержания Na и Vg связаны с работой нефтехимического производства в Северном Промышленном Узле.

Накопление лантаноидов в изученном верховом торфянике связывается и с влиянием предприятия ядерно-топливного цикла (СХК, г. Северск). Предприятие также является источником поступления радионуклидов в окружающую среду. Так, в распределении плутония в торфянике Петропавловский Рям отчетливо выделяются интервалы радиоактивного загрязнения территории вблизи г. Томска. Например, отмечен интервал, соответствующий 1993 г., характеризующий крупную аварию на СХК, что подтверждает отношение $^{238}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ (0,12), свидетельствующее также о воздействии СХК и в более позднее время.

Повышенные содержания химических элементов, связанные с антропогенным воздействием были отмечены и в районах разработки нефтяных месторождений (северо-западная часть Томской области). Так, повышенные концентрации Na, Ca, Sc, Co, Fe, Rb, Sb, Cs, Ba, Hf и лантаноидов в верхней части разреза характерны для болота Западно-Моисеевское, расположенного недалеко от разрабатываемого нефтегазового месторождения. Зольность в приповерхностном слое болота также повышена. Повышенные концентрации некоторых химических элементов (Na, Ca, Sc, Cr, Fe, Zn, Ba, лантаноидов, Hf и Th) в сравнении со средними значениями для Западной Сибири отмечаются в целом для сфагновых мхов территории нефтегазодобывающего сектора Томской области [9].

Таким образом, особенности накопления химических элементов в верховых торфах определяются в первую очередь природными геохимическими особенностями территории – составом пылевых частиц, переносимых ветром. Антропогенные источники также оказывают значительное воздействие на состав торфов.

Литература

1. Болота Западной Сибири - их роль в биосфере / под ред. А.А. Земцова. – Томск: Издательство ТГУ, СибНИИТ, 2000. – 72 с.
2. Лапшина Е.Д., Мульдьяров Е.Я. Основные этапы развития Большого Васюганского болота // Большое Васюганское болото. Современное состояние и процессы развития / Под общ. ред. М.В. Кабанова. – Томск: Изд-во Института оптики атмосферы СО РАН, 2002. – С. 36-44.
3. Веретенникова Е.Э. Содержание и распределение химических элементов в торфах южнотаежной подзоны Западной Сибири // География и природные ресурсы. – 2013. – № 2. – С. 89–95.
4. Арбузов С.И., Архипов В.С., Бернатонис В.К., Бобров В.А., Маслов С.Г., Межибор А.М., Прейс Ю.И., Рихванов Л.П., Судыко А.Ф., Сысо А.И. Среднее содержание некоторых элементов-примесей в торфах юго-восточной части Западно-сибирской плиты // Известия Томского политехнического университета. – 2009. – Т. 315. – № 1. – С. 44–48.
5. Межибор А.М. Экогеохимия элементов-примесей в верховых торфах Томской области: автореф. дис. к.г.-м.н., 25.00.36 Геозкология. – Томск, 2009. – 22 с.
6. Бернатонис В.К., Архипов В.С., Тихомирова Н.О. Подвижные формы элементов в торфах месторождения Чистое // Известия Томского политехнического университета. – 2002. – Т. 305, вып. 6 : Геология, поиски и разведка полезных ископаемых Сибири . – С. 166-176.
7. Гашкова Л.П., Иванова Е.С. Аккумуляция тяжелых металлов а растениях-доминантах антропогенно нарушенных участков болот на территории Томской области // Известия Самарского научного центра РАН. – 2014. – Том 16. – № 1(3). – С. 732-735.
8. Цветнова О.Б., Щеглов А.И. Роль мохового покрова лесных экосистем в биогеохимической миграции загрязнителей различной природы // Научные труды БГИТА. – Т. 7. – С. 64-66.
9. Межибор А.М., Большунова Т.С. Биогеохимическая характеристика сфагновых мхов и эпифитных лишайников в районах нефтегазодобывающего комплекса Томской области // Известия Томского политехнического университета. – Т. 325. – № 1. – 2014. – С. 205-213.

А.В. Соколова, М.П. Патапович, Ж.И. Булойчик, А.А. Минько, А.П. Зажогин

ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ СЕЗОННОСТИ НА ТЕХНОГЕННОЕ И АНТРОПОГЕННОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ КОМПОНЕНТОВ БИОСФЕРЫ Г. МИНСКА МЕТАЛЛАМИ НА ПРИМЕРЕ ПОСЛОЙНОГО АНАЛИЗА ЭЛЕМЕНТНОГО СОСТАВА КОРЫ ЕЛИ ОБЫКНОВЕННОЙ (*PICEA ABIES*) МЕТОДОМ ЛАЗЕРНОЙ АТОМНО-ЭМИССИОННОЙ СПЕКТРОМЕТРИИ

**A.V. Sokolova, M.P. Patapovich, Zh.I. Buloichik, A.A. Minko, A.P. Zazhagin
STUDYING THE SEASONAL EFFECT ON TECHNOGENIC AND ANTHROPOGENIC METAL POLLUTION OF BIOSPHERIC COMPONENTS IN MINSK BASED ON THE LAYER-BY-LAYER ANALYSIS OF ELEMENTAL COMPOSITION OF COMMON SPRUCE (*PICEA ABIES*) RIND USING THE LASER ATOMIC-EMISSION SPECTROMETRY METHOD**

Белорусский государственный университет, физический факультет, 220030 Минск
E-mail: zajogin_an@mail.ru

Аннотация. Разработаны аналитические методики лазерного атомно-эмиссионного определения послойного содержания Ca, Al, Ti и Fe в растительных объектах при воздействии на поверхность и объем пористых образцов сдвоенными лазерными импульсами. Исследовано послойное содержание элементов в образцах коры взятых с еловых древостоев в Минске летом и зимой и в Березинском биосферном заповеднике. Показано, что в верхних слоях образцов взятых в центре Минска содержание тяжелых металлов значительно выше, чем в образцах ББЗ.

Abstract. The paper presents the developed analytical techniques for atomic-emission spectrometry of the layer-by-layer estimation of the content of Ca, Al, Ti, and Fe in plant objects through exposure of the surface and bulk of porous samples to double laser pulses. The layer element content in the rind samples taken in summer and winter from the stands of trees in Minsk and the Berezinsky biospheric reserve (BBR) has been studied. It is found that in the upper layers of the samples from Minsk downtown the content of heavy metals is considerably higher than that of the samples from BBR.

Загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами является одной из важнейших экологических проблем современности. В условиях техногенеза токсиканты включаются в биогеохимические круговороты, поступают через почву, гидросферу и атмосферу в растения, корма, продукты питания, в организмы животных и человека. Изучение биогеохимического поведения приоритетных элементов-токсикантов в компонентах биосферы – одна из актуальных задач современной экологии, так как биогеохимическая ситуация в регионах является существенным фактором их устойчивого развития и функционирования. Загрязнение атмосферы, почвы и воды в ландшафтах вызывает тревогу не только потому, что оно может заметно снизить продуктивность растений, нарушить естественно сложившиеся фитоценозы, привести к нарушению нормальных процессов органогенеза, но и потому, что оно неизбежно ухудшает гигиеническое качество среды обитания человека. Однако многие химические элементы являются неотъемлемой частью физиологически необходимых живым организмам соединений, поэтому немаловажно располагать информацией об естественных концентрациях элементов.

Известно, что растения, произрастающие в зонах техногенного и антропогенного загрязнения, и в частности в больших городах, крупных промышленных центрах и вблизи них, подвергаясь воздействию вредных составляющих окружающей среды, могут служить чувствительными индикаторами, способными сигнализировать о степени загрязнения ареала их произрастания [1–3]. Город представляет собой сложную многокомпонентную и

многофункциональную систему, элементы которой распределены в пространстве незакономерно. В связи с этим содержание элементов питания отличается и в растениях, произрастающих на разных типах почв, отличается также и распределение этих элементов по органам различных растений.

Проблемы охраны здоровья человека, систематический агрохимический и промышленный мониторинг, санитарно-гигиенический и химико-токсикологический контроль, техногенная ситуация в отдельных регионах требуют использования как инструментальных, так и комбинированных методов, обеспечивающих высокую дисперсность, надежность и чувствительность анализов. Широко применяемым в настоящее время методам контроля – химическому и атомно-абсорбционному анализу свойственен ряд недостатков: трудоемкость и малая оперативность. Поэтому трудоемкие классические методы химической деструкции и минерализации анализируемых проб целесообразно заменять более производительными прямыми инструментальными методами, совмещающими в себе как пробоподготовку, так и анализ минерального состава проб.

Требованиям оперативного химико-аналитического контроля объектов растительного и животного происхождения на содержание различных металлов наилучшим образом удовлетворяет лазерный атомно-эмиссионный многоканальный спектральный анализ, отличающийся многоэлементностью, сравнительной простотой подготовки образцов и довольно низкими пределами обнаружения [4, 5]. Многие вопросы, возникающие при создании оптимальных условий для проведения исследований приповерхностной плазмы могут быть эффективно решены при использовании лазерного многоканального атомно-эмиссионного спектрометра LSS-1. Спектрометр включает в себя в качестве источника возбуждения плазмы двухимпульсный неодимовый лазер с регулируемой энергией и интервалом между импульсами (модель LS2131 DM). Лазер обладает широкими возможностями как для регулировки энергии импульсов (до 80 мДж), так и временного интервала между удвоенными импульсами (0-100 мкс) излучения. Лазер может работать с частотой повторения импульсов до 10 Гц и максимальной энергией излучения каждого из удвоенных импульсов до 80 мДж, на длине волны 1064 нм. Длительность импульсов ≈ 15 нс. Временной сдвиг между удвоенными импульсами может изменяться с шагом 1 мкс. Лазерное излучение фокусировалось на образец с помощью ахроматического конденсора с фокусным расстоянием 100 мм. Размер пятна фокусировки примерно равен 50 мкм. Используя расфокусировку можно увеличить область обработки до 2 мм.

В качестве объектов исследования для разработки методов экспресс-анализа послойного содержания элементов и влияния сезонности на загрязнение окружающей среды использованы образцы коры ели обыкновенной, взятые на территории Минска (пр-т Независимости 4 — МпН4). Образцы коры для анализа отбирали в летний (июль 2014 г) и зимний (февраль 2015 г) период с верхней и нижней частей нижних веток ствола деревьев, а также, для сравнения, из Березинского биосферного заповедника (ББЗ), взятые в мае-июне.

Для проведения экспериментов предварительно были отобраны участки коры ели с преимущественно ровной поверхностью размером 10×10 мм², которые наклеивались с помощью двустороннего скотча на поверхность держателя образцов (пластинка из оргстекла), а затем на 15 минут помещались под груз, для наиболее равномерного распределения образца по поверхности пластинки.

Анализировались суммарные результаты 40 последовательных импульсов из нескольких точек образцов коры. На рис.1 приведены интенсивности линий ряда элементов (Ca, Al) в образцах коры ели МпН4 взятых в феврале 2015 года при энергиях импульсов возбуждения 30 мДж и между импульсным интервале 8 мкс.

Зависимости интенсивности линий Ca, Al, Ti и Fe в последовательных 10 слоях коры ели образцов МпН4, взятых летом и зимой, приведены на рис. 2.

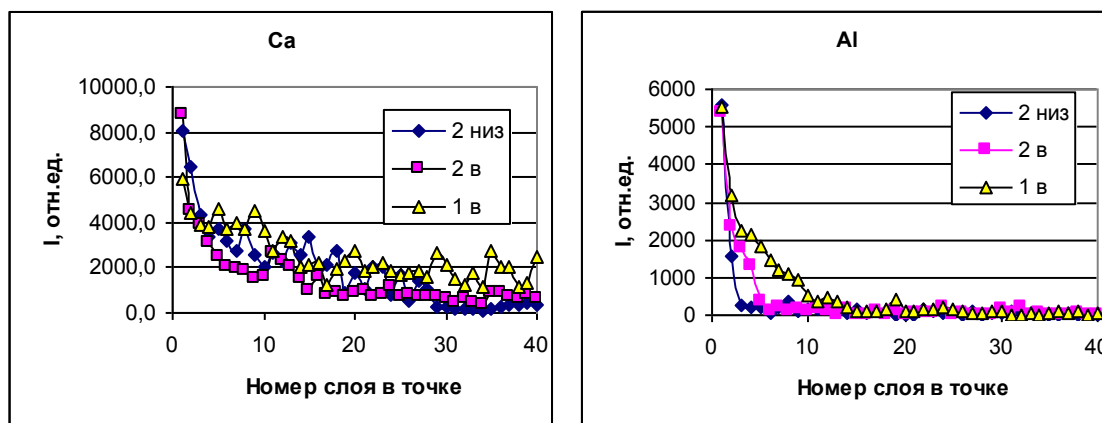


Рис. 1. Зависимость интенсивности линий Ca II (393,367 нм), Al I (396,153 нм) в образцах коры: 1 в – образец 1 верхняя часть; 2 в и 2 н - образец 2 верхняя и нижняя часть ветки.

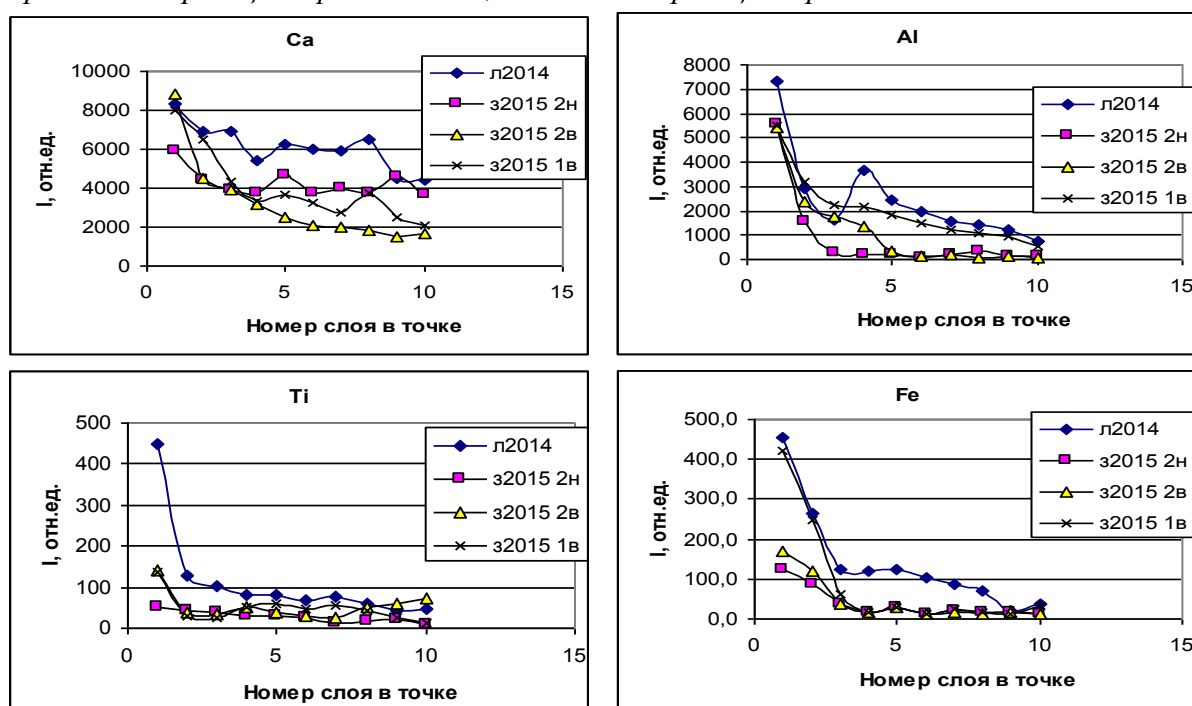


Рис. 2. Зависимость интенсивности линий Ca II (393,367 нм), Al I (396,153 нм), Fe I (382,04 нм), Ti II (368,52 нм) в последовательных слоях образцов коры ели.

Из анализа экспериментальных результатов видно, что наблюдается явный дисбаланс в питании елей, как растущих в различных по экологической обстановке местностях, так и в различные временные сроки. Наблюдается увеличение количества кальция в верхних слоях коры, начиная с сезона борьбы с гололедом. Следует также особо отметить, что процесс накопления Al, Fe, Ti с наступлением лета увеличился, что свидетельствует об усилении процессов поступления их с тротуара, уложенного плиткой. За осенний сезон дождей количество их заметно уменьшилось, о чем свидетельствует уменьшение интенсивности спектральных линий в зимних образцах коры 2015 года. Таким образом, видно, что большое влияние на количественное содержание элементов в поверхностных слоях оказывают внешние воздействия (осадки, пыль).

Для Минска наблюдается увеличение количества Fe, Ti, Al и Mg в верхних слоях коры в 3-4 раза по сравнению с образцами из ББЗ, начиная с сезона борьбы с гололедом (см. рис. 3).

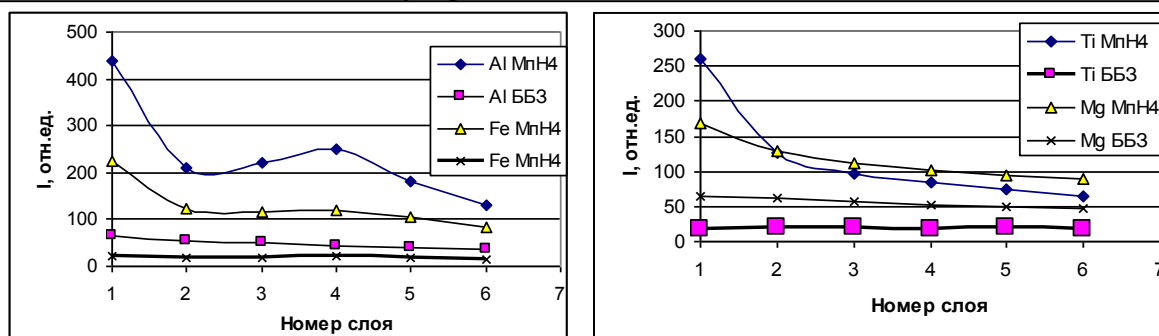


Рис. 3. Зависимость интенсивности линий Al I (396,153 нм), Fe I (382,04 нм), Ti II (368,52 нм) и Mg (279,396 нм) в последовательных слоях образцов коры ели Минска и ББЗ.

Все указанное вполне объяснимо. Так как в зимний период в последнее время часто наблюдаются гололедицы, то всевозможных хлоридов на трассы и тротуары высыпают большое количество. Мчащиеся автомобили создают турбулентные потоки воздуха, которые разносят «удобрения» на ветки и кроны. Соль легко проникает в побеги. Одновременно с возрастанием указанных элементов в верхних слоях образца МпН4 появляются и другие металлы.

В связи с этим были исследованы образцы солевых смесей, используемые для обработки дорог во время гололеда. Данные объекты представляют собой комбинацию кристаллов различного цвета и формы, что может указывать на содержание в них некоторого количества различных химических элементов, не свойственных биологическим образцам. На рис.4 приведены снимки кристаллов технической соли.



Рис. 4. Снимки кристаллов технической соли различных цветов.

Малые трудозатраты на пробоподготовку объектов к анализу позволит проводить большой объем анализов проб взятых на больших площадях и проводить слежения за состоянием биоты под влиянием локального и трансграничного переноса поллютантов; выяснять закономерности устойчивого развития экосистем с целью обеспечения научных основ сбережения природных комплексов и устойчивого их использования.

Литература

1. Бусько Е.Г., Сидорович Е.А., Рупасова Ж.А. Техногенное загрязнение лесных экосистем Беларуси. Мн. 1995.
2. Сидорович Е.А., Рупасова Ж.А., Бусько Е.Г. // Доклады АН БССР. 271, Т. XXIX. № 3 (1985).
3. Дейнеко И.П., Дейнеко И.В., Белов Л.П. // Химия растительного сырья. 19, №1 (2007).
4. Сухов Л.Т. Лазерный спектральный анализ. Новосибирск. 1990.
5. Патапович М.П., Булойчик Ж.И. // Вестник БГУ. Серия 1. 14, №3 (2009).

А.Ю. Максимова

РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В МНОГОКОРЕННИКЕ ОБЫКНОВЕННОМ (SPIRODELA POLYRHIZA, LEMNOIDEAE) НА ТЕРРИТОРИИ ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ

A.Y. Maksimova

RARE EARTH ELEMENTS IN SPIRODELA ORDINARY (SPIRODELA POLYRHIZA, LEMNOIDEAE) FROM TOMSK OBLAST'

Национальный исследовательский Томский политехнический университет

E-mail: kyzmen44@mail.ru

Аннотация. В данной работе изучен элементный состав Многокоренника обыкновенного. По результатам анализа большое внимание привлёк спектр накопления редкоземельных элементов. Выражена определённая закономерность накопления элементов, которая различна лишь в концентрации для каждого района, так наименьшая концентрация наблюдается в Александровском районе, затем в Томском, и наиболее высокие значения принадлежат Кожевниковскому району, которые превышают средние значения по Томской области на порядок и на десятки порядков раз.

Abstract. The paper deals with the study of elemental composition of Spirodela ordinary. In the course of the analysis, much attention was given to the spectrum accumulation of rare earth elements. A definite pattern of elements accumulation varying only in concentration for each area was revealed; the lowest concentration was observed in the Alexandrovsky region, the higher content - in Tomsky and the highest - in the Kozhevnikovsky region. All these values exceed those mean for Tomsk oblast'.

Одним из важных объектов характеристики экологического состояния водной среды могут быть населяющие её живые организмы, которые способны накапливать специфичные для данной территории химические элементы. Такие биогео(гидро)химические индикаторы должны быть чувствительными к изменению концентрации тех или иных элементов. Их поиск – актуальная задача в современных эколого – геохимических исследованиях.

Ученые давно обратили внимание на водные растения семейства рясковые (Lemnoideae). Об этом свидетельствует работа «Исследование ряски и воды на содержание радиоактивных элементов ториевого ряда» Б.К. Бруновского и К.Г. Кунашевой [3], которая посвящена вопросу изучения радиоактивности данного организма и среды его обитания, авторы которой входили в состав первой в мире лаборатории БИОГЕЛ, основанной В.И. Вернадским. Современные исследования так же доказывают биоиндикационную значимость данного растения, что отражено в патенте «Способ оценки загрязнения почв агроландшафта поллютантами» №2096781.

Многие ученые уже не раз обращали внимание на водные растения семейства рясковые (Lemnoideae). В.И. Вернадский и А.П. Виноградов первыми заметили, что растения данного семейства способны накапливать химические элементы и могут дать объективную оценку состоянию водоема, где произрастают. Современные исследования так же доказывают биоиндикационную значимость данного растения, что отражено в патенте «Способ оценки загрязнения почв агроландшафта поллютантами» №2096781[5].

Нами изучен элементный состав одного из представителей семейства рясковых - Многокоренника обыкновенного (Spirodela polyrhiza). Данный вид отобран в водоемах, располагающихся в трёх районах Томской области: Томском, Александровском и Кожевниковском. В Томском районе пробы отобраны в таких населенных пунктах, как Надежда, Лоскутово, а также Малиновка, Копылово, Светлый. Такая специфика участков исследования выбрана с учетом многолетних наблюдений за состоянием территории Северного промышленного узла г. Томска и в зависимости от основной розы ветров, с которой связаны перемещения поллютантов [1].

Содержание химических элементов в Многокореннике обыкновенном исследовано при помощи инструментального нейтронно-активационного метода на базе лаборатории ядерно-геохимических методов исследования кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета (аналитик – с.н.с. Судыко А.Ф.).

Большое внимание в Многокореннике обыкновенном привлёк спектр накопления редкоземельных элементов. Выявлена определённая закономерность накопления элементов. Так, наименьшая концентрация наблюдается в растениях Александровском районе, затем в Томском, и наиболее высокие значения, которые превышают средние значения по Томской области на порядок и на десятки порядков раз, принадлежат образцам из Кожевниковского района (График 1).

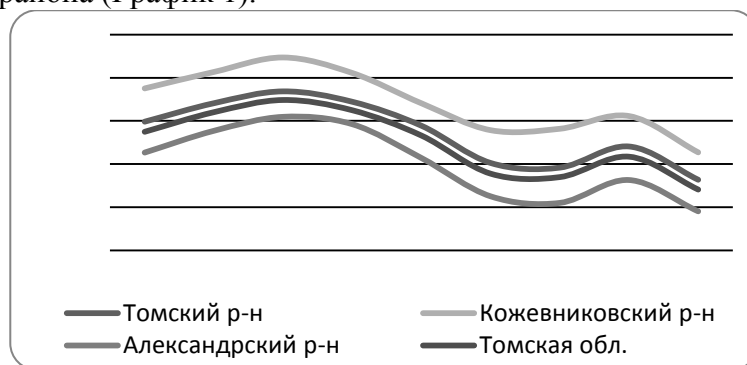


График 1. Сравнение районов Томской области по содержанию РЗЭ.

Отношение легких, средних и твердых лантаноидов показало, что вид Многокоренник обыкновенный из семейства рясковых склонен к накоплению легких лантаноидов, таких как La,Ce,Nd (Диаграмма 1).

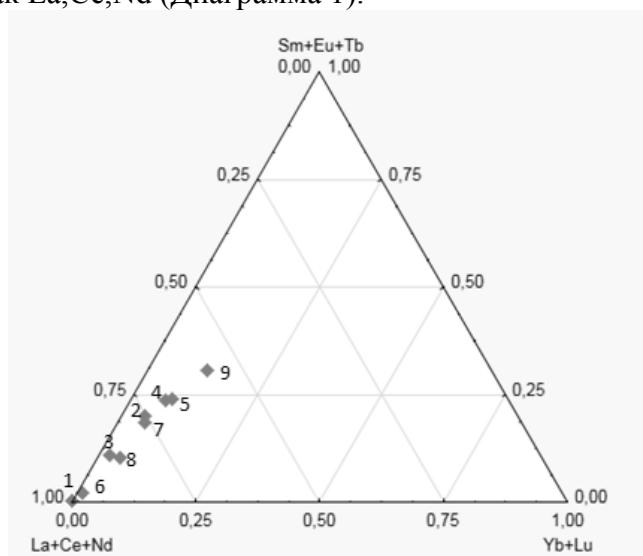


Диаграмма 1. Соотношение легких, средних и твердых лантаноидов. (Населенные пункты: 1 – г. Стрежевой (ул.Колтогорская 2), 2- д. Лоскутово, 3 – с.Надежда, 4 – с. Малиновка, 5 – п. Светлый, 6 – г. Стрежевой (ул. Колтогорская 8), 7 – п. Копылово, 8 – г. Стрежевой (дачный участок 5 км по колтогорской дороге), 9 – п. Осиновка.

Были проанализированы различные немаловажные геохимические отношения некоторых РЗЭ. Стоит отметить существенно резкое увеличение отношения La/Yb в населенных пунктах Кожевниковского района. Также прослеживается линейная зависимость в распределении исследовательских участков относительно данного отношения. Интересно и отношение La/Ce, значение которого выше также в растениях Кожевниковского района. Для данного отношения прослеживается геохимическая

закономерность: содержание церия больше, чем лантана. А также выявлена некая линейная зависимость в распределении исследовательских участков.

Данное исследование показало, что Многокоренник обыкновенный, относящийся к семейству рясковых, может служить биогеохимическим индикатором мониторинга и оценки качества среды, в которой произрастает, и позволяет выявить повышенные концентрации специфических элементов.

Специфика и обнаруженная закономерность накопления редкоземельных элементов в Многокореннике обыкновенном, была также неоднократно найдена во многих исследуемых природных средах работниками кафедры ГЭГХ ТПУ, что может говорить именно о специфике Томской области.

Литература

1. Арбузов С.И., Рихванов Л.П. Геохимия радиоактивных элементов: учебное пособие. Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2011. – 202-210 с.
2. Биоиндикация загрязнения водоемов при помощи растений семейства Рясковые [Электронный ресурс]. URL: <http://lib.convdocs.org/docs/index-161399.html?page=197> (дата обращения 13.02.2015)
3. Ронов А.Б., Мочалов И.И. (рец.) Памяти первых российских биогеохимиков. М.: Наука, 1994. – 88-99с.
4. Рясковые как биоиндикаторы [Электронный ресурс]. URL: <http://duckweed.kubagro.ru/biocont.htm> (дата обращения 22.02.2015)
5. Малюга Н.Г., Цаценко Л.В., Аветянц Л.Х. Способ оценки загрязнения почв агроландшафта поллютантами// Патент России №2096781

С.В. Бабошкина, А.В. Пузанов
НЕКОТОРЫЕ ОСОБЕННОСТИ БИОГЕОХИМИИ ПОЧВ
ВЫСОКОГОРНОГО ПЛАТО УКОК (ЮГО-ВОСТОЧНЫЙ АЛТАЙ)

S.V. Baboshkina, A.V. Puzanov
SOME FEATURES OF SOIL BIOGEOCHEMISTRY IN HIGH MOUNTAIN
UKOK PLATEAU (SOUTHEAST ALTAI)

Институт водных и экологических проблем СО РАН, Барнаул

E-mail: svetlana@iwer.ru

Аннотация. Исследован химический состав различных типов почв высокогорного плато Укок. Концентрации большинства элементов в почвах плато Укок не превышают кларк в почвах и содержание в почвах Алтая в целом. Наиболее высоким содержанием фосфора, а также Zn, Cu, V, Cr отличаются почвы северо-восточного окаймления плато. Внутрипрофильное распределение металлов в почвах плато Укок редко носит аккумулятивный характер, что свидетельствует об отсутствии в данное время антропогенного загрязнения.

Abstract. The chemical composition of different soil types of high mountain Ukok plateau is studied. The concentration of most elements in soils of the Ukok plateau does not exceed the Clark in soils and the element content in the Altai soils as a whole. The highest content of phosphorus and Zn, Cu, V, and Cr is found in soils of the northeastern part of the plateau. The intraprofile distribution of metals in the Ukok soils is rarely accumulative that is indicative of the current absence of anthropogenic pollution.

Высокогорное плато Укок расположено в южной части республики Алтай, на территории Кош-Агачского административно района. В системе физико-географического районирования гор Южной Сибири исследуемая территория входит в состав Юго-Восточной провинции Алтайской горной области [1]. Юго-западная часть плато более выровнена, имеет мелко-холмистый ландшафт с понижениями, в которых расположены различные по величине озера. В северной и центральной части плато встречаются выходы останцов и каменистые россыпи. Рельеф плоскогорья осложнен Бертекской и Тархатинской внутригорными впадинами.

Среднегодовая температура на Укоке варьирует от -4,2 до -8,5°C при значительных её колебаниях (от -32 до +9°C). Период с отрицательными температурами длится 8-9 месяцев. Количество годовых осадков здесь невелико, 240 – 320 мм. Плато Укок относится к районам распространения островной многолетней мерзлоты [2].

Вследствие экстремальности климатических условий и континуальности географического положения здесь активны такие важные, порой взаимоисключающие процессы, как локальная аридизация и криодизация. Их проявление, а также воздействие дополнительных факторов, привело к образованию своеобразных тундростепных ландшафтов, в которых наблюдается проявление процессов, свойственных как тундровым, так и типично аридным сухостепным геосистемам [1].

Преобладающим типом растительности на плато Укок является тундростепь, как сочетание различных формаций высокогорной тундры с мелкодерновинными злаковыми степями. Широко распространены на плато Укок луговые кобрезиевые тундры, а также щебнистые травянистые тундры с куропаточьей травой, дерновинными злаками и осоками [2,3]. Типично степные комплексы с каштановыми почвами здесь также встречаются [1]. В понижениях рельефа плато развиты злаково-осоковые альпийские луга, а на вершинах и северных склонах – кустарниковые тундры, основу которых представляет ерник – березка круглолистная (*Betula rotundifolia*).

Почвенный покров плоскогорья Укок представлен в основном горно-луговыми и горно-тундровыми (дерновыми и торфянистыми) почвами, а также горно-каштановыми почвами. На границе ареала лесных геосистем развиты горно-лесные мерзлотные почвы.

В 1998 г. уникальная территория плато Укок получила статус Всемирного наследия ЮНЕСКО. Позже здесь была создана «зона покоя» с режимом охраны республиканского комплексного заказника.

Цель настоящего исследования – дать эколого-биогеохимическую оценку содержания химических элементов в почвах плато Укок. Методологической базой для проведения экспедиционных работ послужил сравнительно-географический метод. В системе геохимических сопряженных ландшафтов было заложено в общей сложности 8 профилей, по 3-5 разрезов в каждом. Описание и опробование почв проводилось по генетическим горизонтам. Профили закладывали от верхних гипсометрических уровней автоморфных ландшафтов с горно-тундровыми каменистыми примитивными почвами, через транзитные ландшафты с горно-тундровыми торфянистыми почвами под мохово-ерниковой тундрой, а также горно-лугово-степными почвами под тундрово-степной растительностью, горно-луговыми или (реже) горно-таежными (под лиственничником) почвами до аккумулятивных полугидроморфных ландшафтов с заболоченными луговыми или лугово-солончаковыми (в местах засоления, возникающего в результате иссушения и испарения влаги от растаявшей мерзлоты) почвами.

Физико-химические свойства почв и солевой состав водной вытяжки определены общепринятыми методами. Металлы в почвах определяли методом эмиссионного спектрального анализа в Институте геохимии и минералогии СО РАН. Всего было отобрано и проанализировано 143 почвенных образца.

По результатам нашего исследования, содержание Si, Al, Ti и Fe в почвах плато Укок (таблица) невысокое, заметно ниже кларка [4]. Из макроэлементов, необходимых растениям, почвы плато Укок отличаются невысоким содержанием P и Ca, обеднены Na. Наиболее высокое содержание фосфора обнаружено в почвах катены озера Красное (северо-восточное окаймление котловины) – от 800 до 1500 мгP/кг. Заметно более низким содержанием фосфора отличаются почвы западной части котловины, в районе озера Укок – от 100 до 600 мг/кг (в среднем, 370 ± 70) мгP/кг. Почвы Бертекской впадины по содержанию фосфора (от 500 до 800 мгP/кг, в среднем 670 ± 20 мгP/кг) занимают промежуточное положение. Таким образом, можно отметить, что содержание фосфора в почвах плато Укок увеличивается с запада на восток.

В большинстве случаев почвы плато Укок обогащены калием – в более чем в половине образцов его содержание превышает 20000 мг/кг.

Среднее содержание Mn в почвах плато Укок не превышает уровень его средних концентраций в горно-тундровых и горно-луговых почвах всего Алтая в целом – 681 и 608 мг/кг соответственно [5], но размах значений содержания Mn в почвах плато Укок довольно существенен. Наиболее высоким содержанием марганца отличаются верхние оторфованные горизонты горно-тундровых почв под ерниковыми растительными сообществами.

Содержание Cu в почвах Алтая также варьирует существенно, но соответствует среднему содержанию Cu в горно-тундровых ($31,9 \pm 3,4$ мгCu/кг) и горно-луговых ($26,9 \pm 2,9$ мгCu/кг) почвах Алтая [5]. Повышенное (до 200 мг/кг) содержание меди было обнаружено в почвообразующих породах горно-тундровых почв автоморфных и транзитных ландшафтов плато.

В отличие от других металлов, содержание Zn в почвах плато Укок отличается равномерностью (см. табл.). В целом, содержание цинка в почвах плато соответствует его среднему содержанию в горно-тундровых и горно-луговых почвах Алтая – $52 \pm 1,5$ мг/кг [5]. Превышение кларка наблюдается очень редко (в почвообразующих породах почв в районе оз. Красное).

Содержание Co в почвах плато Укок варьирует довольно существенно (см. табл.). В 55 из 143 проб содержание Co превышает кларк более чем в 2 раза, а в 25 образцах содержание Co ниже кларкового значения. Среднее содержание Co в почвах плато Укок

(12 ± 1 мг/кг) соответствует среднему его содержанию в горно-тундровых ($14,1 \pm 1,0$) и горно-луговых ($11,1 \pm 1,3$ мг/кг) почвах Алтая [5]. Низким содержанием Со отличаются почвы в восточной части плато, на склонах юго-восточной экспозиции, обращенных к Южному хребту. Повышенным содержанием кобальта отличаются почвы восточной части Бертекской котловины. До 30 мг/кг Со было обнаружено в почвообразующих породах почв южных склонов восточной части массива Табын-Богдо-Ола.

Таблица

Содержание химических элементов (мг/кг) в почвах плато Укок

Элемент	lim, мг/кг	X \pm x	Cv, %	Кларк в почвах, мг/кг (по Виноградову А.П., [4])
Si	10000 - 350000	220000 \pm 10000	43	330000
Al	2000 - 80000	35000 \pm 2000	54	71300
Fe	3000 - 80000	28000 \pm 1000	62	38000
Na	1000 - 30000	11000 \pm 50	56	63000
K	6000 - 230000	20000 \pm 2000	98	13600
Ca	1000 - 50000	8000 \pm 800	118	13700
Ti	300 - 5000	2910 \pm 112	47	4600
Mn	60 - 5000	656 \pm 46	85	850
P	100 - 1000	640 \pm 18	36	800
Ni	6 - 150	42 \pm 1,8	53	40
Co	2 - 30	12,5 \pm 0,6	56	8
Cr	6 - 200	62 \pm 3	68	200
V	6 - 150	69 \pm 3	49	88
Cu	6 - 200	28 \pm 2	96	20
Pb	3 - 30	12 \pm 0,5	51	10
Zn	40 - 80	51 \pm 1	18	60
Mo	2 - 8	2,3 \pm 0,1	36	2

Среднее содержание V в почвах плато Укок составляет 69 ± 3 мг/кг, что ниже кларка и не превышает среднее содержание V в почвах Алтая [6]. В $\frac{1}{4}$ всех проб содержание ванадия меньше 45 мг/кг. В основном это верхние горизонты горно-луговых и горно-тундровых почв в районе озера Укок (западная часть плато), а также почвы в районе Теплого ключа («родоновые ванны»). Невысоким содержанием ванадия отличаются и почвы над Mo-Ni-W месторождением. Повышенное (до 150 мг/кг) содержание ванадия было обнаружено в почвообразующих породах горно-тундровых и горно-луговых почв на водоразделе озера Красное.

Содержание Cr в почвах плато Укок варьирует довольно существенно, но ни в одном образце не превышает кларк (см. табл.). В верхних дерновых горизонтах его содержание, как правило, существенно ниже (10-60 мг/кг), чем в почвообразующих породах (100-150 мг/кг). Сравнительно высоким содержанием Cr отличаются почвообразующие породы почв водосборного бассейна р. Жумалы (100-150 мгCr/кг) и оз. Красное (80-150 мгCr/кг) (северо-восточное окаймление плоскогорья).

Наиболее высокое содержание Ni было обнаружено в горно-лугово-степной аллювиальной почве оз. Тархатинское (от 30 мг/кг в верхнем горизонте до 150 мг/кг в горизонте В). Наиболее низкое его содержание было обнаружено в верхнем горизонте горно-луговой альпийской почвы Рудниковского профиля (6 мг/кг). В среднем, уровень содержания Ni в почвах плато Укок находится на уровне кларка и составляет $42 \pm 1,8$ мг/кг, что не превышает среднее содержание Ni в почвах Алтая – 64 мг/кг [6]. Биогенного накопления Ni в горно-тундровых и горно-луговых почвах плато Укок не выражено, что согласуется с выводами других исследователей почв Алтая.

Что касается внутрипрофильного распределения металлов в почвах плато Укок, можно отметить, что концентрации большинства элементов увеличиваются с глубиной, с приближением образца к почвообразующим и горным породам. Биогенная аккумуляция микроэлементов прослеживается очень редко, например, в случае Mn в горно-тундровых торфянистых почвах, сформированных под мохово-ерниковыми растительными сообществами. В то же время, невысокие аллювиально-аккумулятивные коэффициенты большинства металлов в изученных почвах позволяют предположить отсутствие на данный момент здесь существенного антропогенного загрязнения.

Выводы:

1. Концентрации большинства химических элементов в почвах плато Укок не превышают кларк в почвах и, в целом, соответствуют уровню их содержания в почвах Алтая.
2. Внутрипрофильное распределение металлов в почвах плато Укок редко носит аккумулятивный характер (за исключением марганца). Содержание металлов в различных почвах плато, как правило, возрастает с глубиной.
3. Наиболее высоким содержанием фосфора, а также Zn, Cu, V, Cr отличаются почвы северо-восточного окаймления плато.

Литература

1. Самойлова Г.С. Экологическая специфика каскадных систем плоскогорья Укок // Ползуновский вестник, 2005, №4. С. 72-75.
2. Почвы Горно-Алтайской автономной области. /Под. ред. Р.В. Ковалева. Новосибирск: Наука, 1973. 352 с.
3. Куминова А.В. Растительный покров Алтая. – Новосибирск. 1960.
4. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 234 с.
5. Ельчиногова О.А. Микроэлементы в наземных экосистемах Алтайской горной области // диссертация на соискание ученой степени доктора сельскохозяйственных наук / ФГОУВПО "Алтайский государственный аграрный университет". Барнаул, 2009.
6. Архипов И.А. Распределение ванадия в почвообразующих породах и почвах Алтая. Автореф. канд. дисс. / Алтайский государственный университет. Барнаул, 2005
7. Архипов И.А. Никель в почвах Алтая. // Мир науки, культуры, образования, 2008 №2 (9). С. 16-19.

А.В. Пузанов¹, И.А. Алексеев², А.В. Салтыков¹, С.Н. Балыкин¹
ГЕОХИМИЯ ЛАНДШАФТОВ ПОЗИЦИОННОГО РАЙОНА
КОСМОДРОМА «ВОСТОЧНЫЙ» И СОПРЕДЕЛЬНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

A.Puzanov¹, I.Alekseev², A.Saltykov¹, S.Balykin¹
LANDSCAPE GEOCHEMISTRY OF THE POSITION AREA OF
SPACEPORT "VOSTOCHNY" AND ADJACENT TERRITORIES

¹Институт водных и экологических проблем СО РАН

² Благовещенский государственный педагогический университет

E-mail: puzanov@iwep.ru, igoralex20071@mail.ru, balykins@rambler.ru

Аннотация. Материалы, представленные в работе, являются основой системы экологического мониторинга космодрома «Восточный», разработанной с учетом фоновое состояние наземных и водных экосистем позиционного района и сопредельных территорий до начала и на различных этапах строительства космодрома.

Abstract. The presented materials are a basic component of environmental monitoring system at the spaceport "Vostochny" developed with due regard for the background state of terrestrial and aquatic ecosystems of the position area and adjacent territories before and at various stages of the spaceport construction.

Позиционный район строящихся объектов космодрома «Восточный» расположен в границах Свободненского и Шимановского административных районов Амурской области, согласно физико-географическому районированию – в пределах Амуро-Сахалинской физико-географической страны, Амуро-Зейской провинции [1-4]. Амуро-Зейское плато, в центральной части которого размещен космодром, представляет собой высокую эрозионно-аллювиальную равнину [5].

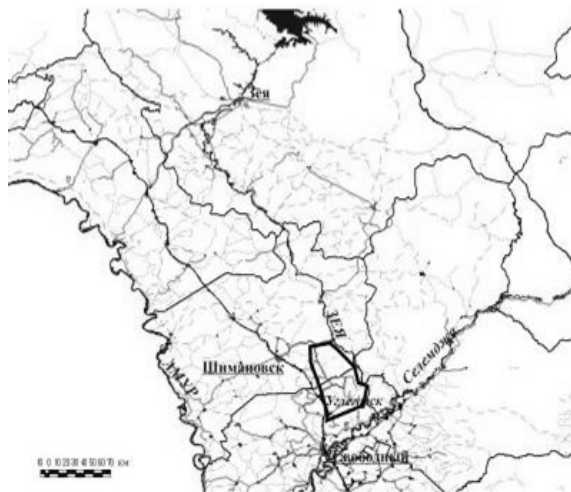


Рис. 1. Карта-схема территории локализации позиционного района космодрома «Восточный» на территории Амурской области.

Анализируемая территория расположена в умеренном климатическом поясе. Благодаря контрастности местного климата, осадки в течение года выпадают неравномерно и составляют от 430 до 800 мм с максимумом выпадения во второй половине лета. Годовая амплитуда температур составляет около 44°C. [6]. Почвообразующими породами территории являются аллювиально-делювиальные глины и суглинки, древнеаллювиальные пески и супеси, часто подстилаемые песчано-гравийным материалом. Территория космодрома относится к Амурской провинции хвойно-широколиственных лесов. В лесном покрове провинции значительное место занимают лиственнично-березовые, лиственнично-дубово-березовые, лиственнично-сосново-

березовые, сосново-дубовые ассоциации. Подлесок разной степени сомкнутости состоит из лещины разнолистной, леспедецы двухцветной, рододендрона даурского, реже кустарниковых форм берез и ив [7-8].

Таким образом, неоднородность рельефа и почвообразующих пород, сложность климатических условий и разнообразие растительных формаций Амуро-Зейской равнины обуславливают неоднородность почвенного покрова. Наибольшую площадь будущего космодрома занимают подбуры оподзоленные, которые формируются на высоких сильно перемытых террасах р. Зeya под берёзово-лиственничными, дубово-лиственничными и сосновыми лесами на галечниково-суглинисто-песчаных аллювиальных отложениях. Среди подбуров оподзоленных, под более светлыми лиственнично-берёзовыми и лиственнично-дубовыми лесами формируются подбуры иллювиально-железистые, отличающиеся от первых отсутствием признаков оподзоливания и ярко выраженным иллювиально-железистым горизонтом. В более увлажнённых местах – западинах и межгрядных понижениях формируются подбуры глеевые, отличающиеся от иллювиально-железистого подтипа наличием глеевого горизонта в нижней части менее мощного профиля. На территории распространения подбуров, в местах где отсутствует перекрытие коренных пород аллювиальными отложениями, и где они залегают близко к поверхности, формируются перегнойные примитивные почвы, в профиле которых выделяется только один горизонт – перегнойный. На дне и в нижней части бортов заболоченных ложбин ручьёв и малых рек под бруснично-багульниковыми ерниками формируются мерзлотно-болотные почвы с хорошо выраженным глеевым горизонтом в нижней части профиля и торфянистым или перегнойным горизонтом на поверхности. В отличие от подбуров эти почвы богаты грубым органическим веществом и илом, и за счёт этого обладают большей ёмкостью поглощения. В пойме более крупных рек, непосредственно у русла под ольховниками на суглинисто-валунно-глыбистых отложениях формируются перегнойные аллювиальные почвы, характеризующиеся только одним перегнойным горизонтом. От примитивных перегнойных почв они отличаются большей гумусированностью и заиленностью, а также более кислым почвенным раствором.

Для объективной оценки влияния на экосистемы объектов космодрома «Восточный» в процессе их штатной эксплуатации разработана система комплексного экологического мониторинга наземных экосистем позиционного района космодрома «Восточный». Задачами экологического мониторинга являются:

- наблюдение за состоянием основных компонентов окружающей природной среды и ее изменением в период строительства и эксплуатации объектов наземной космической инфраструктуры;
- оценка влияния технологических процессов строительства и эксплуатации объектов космодрома в штатных и аварийных режимах на состояние компонентов окружающей среды в зоне воздействия систем и агрегатов общепромышленной и ракетно-космической техники;
- прогнозирование изменений экологической обстановки в зоне возможного влияния деятельности объектов космодрома с учётом перспективных планов осуществления ракетно-космической деятельности.

Основными принципами проведения экологического мониторинга при осуществлении космической деятельности являются:

- предварительное изучение фонового (до начала строительства и эксплуатации объектов космодрома) состояния базовых компонентов окружающей среды (почва, атмосферный воздух, поверхностные водоемы, растительность и животный мир) в пределах территорий, сопредельных объектам позиционного района космодрома и районов падения ОЧ РН, в том числе и на сельскохозяйственных угодьях;
- анализ санитарно-гигиенических характеристик природных компонентов в близрасположенных к объектам космодрома населенных пунктах с использованием

согласованных Роспотребнадзором методик инструментального контроля условий обитания в селитебных зонах;

- выбор приоритетных показателей состояния компонентов ОС, как из специфичных для именно космической деятельности, так и из характерных для районов размещения объектов космодрома, аномальные значения которых могут быть следствием воздействия общепромышленной, транспортно-логистической или сельскохозяйственной деятельности, а также являться следствием трансграничного переноса загрязняющих веществ;
- научно-обоснованный выбор в пределах сопредельных территорий к объектам космодрома мониторинговых участков (площадок) с предварительным посезонным изучением фонового (до начала пусков) состояния их природных компонентов, ландшафтно-геохимической и ландшафтно-биоценотической систем, в том числе и определение содержания приоритетных загрязнителей в природных компонентах;
- проведение наблюдений за состоянием компонентов окружающей среды по приоритетным показателям в соответствии с программами, которые должны разрабатываться с учетом результатов «фоновых» обследований как на территориях объектов космодрома, так и на прилегающих к этим объектам участках местности. Наблюдения должны проводиться на единой нормативно-методической основе по идентичным физико-химическим показателям и с периодичностью, обеспечивающей сопоставимость полученных результатов;
- проведение анализа пространственно-временной изменчивости контролируемых показателей, в том числе выявление специфических особенностей в изменении состояния компонентов ОС при функционировании объектов космодрома в различных режимах (штатных и аварийных) их эксплуатации, а также ранжирование прилегающих к объектам космодрома участков местности по уровню экологической устойчивости к воздействию космической деятельности.

В период с 2012 по 2014 гг. выполнен комплекс ландшафтно-экологических и эколого-геохимических исследований. В том числе изучены: ландшафтная структура космодрома и прилегающих территорий, особенности геологии и климата, растительные сообщества и животный мир, почвенный покров (свойства и химический состав), исследованы водотоки (их химический состав и свойства), радиационная обстановка.

Основные факторы воздействия космодрома на компоненты окружающей среды это: химическое и физическое загрязнение атмосферного воздуха, отчуждение и деградация земель, образование отходов производства и потребления, утрата естественных компонентов окружающей природной среды – флоры, фауны, почвенных ресурсов.

Снежный покров является наиболее чувствительным и репрезентативным объектом по отношению к атмосферному загрязнению в зимний период благодаря особенностям своего формирования и физико-химическим свойствам. Выявлено, что содержание железа, марганца, цинка в снеговых водах исследуемой территории, а также меди, кобальта и хрома существенно выше, чем в снеговых водах близлежащих регионов. Выявлена тенденция накопления калия и марганца в пробах снега, отобранных в непосредственной близости от автодорог. Грунты, используемые для строительства дорог и прилегающих к объектам площадок, являются потенциальными источниками загрязнения для окружающих космодром экосистем. Летом это проявляется в период сильных ливней или наоборот засушливой погоды. В первом случае происходит смыв с дорог песчаных и тонкодисперсных фракций, во втором — тонкодисперсный материал перемещается на значительные расстояния под воздействием ветра.

О развитии существенных эрозионных процессов на территории строительства свидетельствует повышенное содержание в основных водотоках макро ионов, в том числе нитратов и нитритов, низкие значения окислительно-восстановительного потенциала. Особенно остро это проявляется в период половодья и во время дождевых паводков. В

целом, воды рек, протекающих по территории строительства, по химическому составу идентичны водам рек, водосборы которых находятся вне зоны строительства, и, следовательно, на этапе строительства космодрома не испытывают значительного влияния с его стороны.

Одним из основных компонентов ландшафтной структуры территории, депонирующим поступающие в ее пределы элементы и соединения является почвенный покров. Биологическая аккумуляция всех рассеянных и сильно радиоактивных микроэлементов заметно проявляется в полугидроморфных и гидроморфных почвах. В автоморфных условиях более существенную роль в процессах миграции исследуемых элементов играет сорбционный геохимический барьер. В иллювиальном горизонте, за счёт илистых веществ (а в иллювиально-железистом подтипе ещё и при участии оксида железа), выявлено относительное накопление большинства рассматриваемых микроэлементов. В подбурах глеевых к процессам характерным для этого типа добавляется оглеение, под действием которого элементы с переменной валентностью переходят в восстановленную мобильную форму, и, следовательно, ещё интенсивнее выщелачиваются в почвенно-грунтовые воды. В результате глеевый горизонт этих почв обеднён почти всеми циклическими микроэлементами, кроме ванадия и сурьмы. Почвы и природные воды позиционного района космодрома «Восточный» характеризуется незначительным уровнем содержания нефтепродуктов. В огородных почвах населённых пунктов, расположенных в пределах 60-километровой зоны от стартового комплекса космодрома, среднее содержание меди превышает мировой почвенный фон в 2 раза (г. Свободный – в 3 раза), цинка – в 3 раза (г. Свободный – в 5 раз), селена – в 3 раза (с. Малиновка – в 6 раз), серебра – в 23 раза (с. Глухари – в 57 раз), сурьмы – в 2 раза (г. Свободный – в 2 раза) и свинца – в 3 раза (г. Свободный – в 4 раза). Кроме того, исследуемые огородные почвы содержат большое количество меди (2 ОДК) и цинка (3 ОДК). Причём наибольшие концентрации меди и цинка наблюдаются в г. Свободный (2,8 ОДК и 5,2 ОДК соответственно).

Содержание исследованных тяжелых металлов, часть из которых является и микроэлементами, в растениях находится на уровне, характерном для незагрязненных регионов, за исключением марганца. Важным фактором, определяющим элементный химический состав растений, является их систематическая принадлежность – отмечается тенденция уменьшения содержания железа, марганца, цинка в разнотравье в сравнении с осоками на территории космодрома. Таким образом, строительные работы на космодроме «Восточный» не оказали влияния на уровень содержания тяжелых металлов и мышьяка в растениях доминирующих фитоценозов. Проанализировано содержание тяжелых металлов (Co, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn, Cr, V) и мышьяка в моркови и картофеле, выращенных на приусадебных участках в населенных пунктах, расположенных в окрестностях стоящегося космодрома Восточный (в 17-60 км от предполагаемой стартовой площадки). Всего было выбрано 7 населенных пунктов: к северо-западу от космодрома (г. Шимановск и н.п. Малиновка); к северу - пос. Чагоян); южнее (ЗАТО пос. Углегорск на правом берег, с. Глухари, с. Черновка, г. Свободный. В результате проведенного исследования, загрязнения изученными химическими элементами овощей, выращенных на огородных участках в пределах сопредельных территорий космодрома Восточный, обнаружено не было.

Гамма-фон территории космодрома «Восточный» и прилегающих территорий, в населенных пунктах не превышает средних значений доз радиоактивного излучения получаемых населением страны от природных источников.

В целом стоит отметить, что проведенное детальное изучение биогеохимической ситуации на ключевых участках в пределах лесных и лесо-луговых биоценозов является не только базовой основой последующей организации экологического мониторинга деятельности космодрома «Восточный», но вносит значительный вклад в общую изученность биогеохимической ситуации на территории южной части Амурской области.

Литература

1. Сочава В. Б. Опыт деления Дальнего Востока на физико-географические области и провинции // Докл. Ин-та географии Сибири и Дальнего Востока. – Иркутск: Иркут. кн. изд-во, 1962. – С. 23–33.
2. Гвоздецкий Н. А., Михайлов Н. И. Физическая география СССР. – М.: Высш. шк., 1987. – 448 с.
3. Давыдова М. И., Раковская Э. М., Тушинский Г. К. Физическая география СССР. – М.: Просвещение, 1989. – 240 с.
4. Раковская Э. М., Давыдова М. И. Физическая география России. – М.: Владос, 2001. – 288 с.
5. Геоморфология Амура-Зейской равнины и низкогорья Малого Хингана / Под ред. С. С. Воскресенского. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1973. – 273 с.
6. Гидроклиматические ресурсы Амурской области / Под ред. И. Ф. Маврина. – Благовещенск: Хабар. кн. изд-во, 1983. – 68 с.
7. Карта растительности бассейна Амура. М-б 1:2 500 000 / Под ред. В. Б. Сочавы. – М.: ГУГК, 1968.
8. Ворошилов В. Н. О составе флоры советского Дальнего Востока // Бюл. МОИП. Отд. биол. – 1990. – Т. 95, вып. 2. – С. 89–95.

А. В. Салтыков
СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ КОНЦЕНТРАЦИИ АТОМОВ
БЕРИЛЛИЯ И СКАНДИЯ В ПОЧВЕННОМ ПОКРОВЕ ПОД
ЧЕРНЕВЫМИ ЛЕСАМИ РУССКОГО АЛТАЯ

A. V. Saltykov
COMPARATIVE ANALYSIS OF CONCENTRATION OF BERYLLIUM
AND SCANDIUM ATOMS IN DARK FOREST SOILS OF THE RUSSIAN
ALTAI

Институт водных и экологических проблем СО РАН, Барнаул

E-mail: saltykovav@yandex.ru

Аннотация. В статье исследуется внутрипочвенное распределение бериллия и скандия под черневыми лесами Русского Алтая. Рассмотрено влияние основных свойств мелкозёма в бурых лесных типичных, дерново-подзолистых типичных и серых лесных типичных почвах на содержание в нём бериллия и скандия. Дан сравнительный анализ концентрации их атомов в мелкозёме рассматриваемых почв.

Abstract. The paper deals with studying the distribution of beryllium and scandium in soils of dark forests in the Russian Altai. The effect of main features of fine material present in ordinary grey forest, sod-podzol and grey forest soils on its beryllium and scandium content is considered. The comparative analysis of atom concentration of beryllium and scandium in fine materials of the studied soils is given.

Почвенный покров под черневыми лесами Русского Алтая формируется в мягких гидротермических условиях на бурых бескарбонатных глинах и суглинках, и представлен бурыми лесными, дерново-подзолистыми и серыми лесными почвами. Дерново-подзолистые почвы формируются под густыми пихтовыми, осиново-пихтовыми и берёзово-пихтовыми высокотравными лесами на бурых суглинках и глинах в элювиальных и транзитных частях склонов северной или северо-восточной экспозиции. Именно в этих условиях образование органической массы в почве недостаточно для маскировки подзолистого процесса, который проявляется в профиле в виде одноимённого горизонта. Серые лесные почвы формируются под более светлыми пихтово-осиновыми и пихтово-берёзовыми высокотравными лесами, а также под осиновыми и берёзовыми лесами в местах старых пожаров и вырубок на делювии сланцев. Кроме того, они могут встречаться в нижних частях склонов под более густым пихтовым древостоем. В этих условиях происходит образование большой массы органического вещества в почве, которая полностью скрывает следы оподзоливания и содержит больше щелочных металлов, нейтрализующих этот процесс. Бурые лесные почвы встречаются как среди дерново-подзолистых, так и среди серых лесных почв, и, возможно, являются промежуточным этапом развития почвенного покрова между первыми и вторыми.

Общепринятой единицей измерения содержания химических элементов в твёрдых объектах является мг/кг, в данной работе применена другая — моль/кг. Для этого полученные данные содержания бериллия и скандия в мг/кг пересчитывались в моль/кг по формуле:

$$C_a = C_b / u,$$

где, C_a — удельное количество атомов элемента в мелкозёме (моль/кг), C_b — концентрация элемента в мелкозёме (мг/кг), u — атомная единица массы элемента (а. е. м.). 1 моль химического элемента всегда содержит $6,02214078 \cdot 10^{23}$ его атомов (число Авогадро). Таким образом, мы избегаемся от «массовой» ошибки при сравнении концентраций двух химических элементов. Например, если добавить в мелкозём, не содержащий бериллий и скандий, одинаковое количество атомов этих микроэлементов, то получим, что концентрация скандия по массе будет больше, чем концентрация бериллия. Как видно из начального условия — это не верно. Поэтому в дальнейших рассуждениях все значения

концентраций исследуемых микроэлементов будут представлены в моль/кг. Тем более, что количество химического элемента, участвующее в процессах, всегда кратно одному атому.

Основным естественным источником поступления бериллия и скандия в почву является почвообразующая порода. Содержание атомов этих микроэлементов в бурых бескарбонатных глинах и суглинках под черневыми лесами колеблется от 0,29 до 0,32 и от 0,30 до 0,41 моль/кг соответственно. В процессе педогенеза, под действием внешних условий и почвенных свойств, происходит внутрипочвенное распределение рассматриваемых микроэлементов.

В кислых гумидных условиях легкосуглинистых бурых лесных типичных почв отчётливо прослеживается обеднение всего профиля бериллием с 0,29 до 0,20 моль/кг (табл. 1), вплоть до почвообразующей породы. Высокое содержание ионов водорода в почвенном растворе способствует выщелачиванию бериллия из первичных глинистых минералов, гумидные условия — его миграции вниз по профилю, а относительно малое содержание вторичных глинистых минералов — снижает его сорбцию по мере миграции. Поэтому по содержанию бериллия эти почвы занимают последнее место среди остальных исследуемых почв.

В дерново-подзолистых типичных почвах на перераспределение бериллия влияет процесс оподзоливания, в результате в гумусово-элювиальном горизонте отмечается незначительное снижение его содержания с 0,29 до 0,22 моль/кг. За счет образования вторичных глинистых минералов происходит увеличение сорбционной поверхности, что приводит к повышению содержания бериллия в текстурном горизонте (до 0,34 моль/кг). Кроме того, в глинистых минералах монтмориллонитовой группы бериллий способен вытеснять алюминий и некоторые двухвалентные металлы.

Серые лесные типичные почвы также характеризуются максимальным содержанием бериллия в текстурном горизонте (до 0,34 моль/кг), что указывает на его остаточное проявление процесса оподзоливания. Следует отметить, что среднее содержание бериллия в дерново-подзолистых типичных и серых лесных типичных почвах очень схоже (за исключением гумусово-элювиального горизонта у первых).

Сравнивая исследуемые почвы в последовательности: бурые лесные типичные → дерново-подзолистые типичные → серые лесные типичные, можно прийти к выводу, что в процессе эволюции почвенного покрова под черневыми лесами происходил вынос бериллия из гумусового, а в дальнейшем и из элювиального горизонтов, в текстурный, где он настолько сильно закреплялся в глинистых минералах, что даже при исчезновении процесса оподзоливания количество бериллия в нём не снижается.

В бурых лесных типичных почвах скандий распределяется достаточно равномерно, за исключением гумусового горизонта, где его содержание заметно ниже, чем в текстурной части профиля. Это может быть связано с повышением его подвижности в кислых условиях, которые создаются здесь за счёт растительного опада. Впрочем, уже на границе гумусового и текстурного горизонтов происходит закрепление и небольшое накопление скандия до 0,46 моль/кг.

Под действием более кислых условий по всему профилю дерново-подзолистых типичных почв, в них не происходит выраженного накопления скандия, как это наблюдается в бурых лесных типичных почвах. Появление процесса оподзоливания также не сказывается на внутрипрофильное распределение этого микроэлемента, но косвенно приводит к обогащению им профиля дерново-подзолистых типичных почв (коэффициент распределения $> 1,00$), за счёт выноса остальных химических элементов (табл. 2).

Внутрипрофильное распределение скандия в серых лесных типичных почвах очень напоминают бурые лесные типичные. Отличием является смещение точки накопления в верхнюю часть текстурного горизонта, где его содержание достигает 0,46 моль/кг. Это явление связано с исчезновением оподзоливания, а, следовательно, и понижением кислотности, что приводит к формированию таких же кислотно-щелочных условий, как в бурых лесных типичных почвах. Но поскольку максимальная кислотность в дерново-

Секция 1. Биогеохимия макро-, микроэлементов и радионуклидов, их глобальные и локальные циклы

подзолистых почвах приходилась на элювиальный горизонт, то сорбция скандия происходила только в верхней части текстурного горизонта.

Таблица 1

Основные свойства мелкозёма исследуемых почв, и содержание в нём бериллия и скандия

Горизонты	Свойства мелкозёма				Концентрация атомов, моль/кг	
	Гумусовые соединения, %	Физическая глина, %	pH	Емкость поглощения, мг-экв/100 г	Be	Sc
Бурые лесные типичные почвы (n = 17)						
A	7,2 ±2,8	22,6 ±3,7	5,3 ±0,3	21,1 ±6,3	0,21 ±0,10	0,28 ±0,07
AB	2,7 ±1,9	30,3 ±7,0	5,4 ±0,2	14,9 ±2,4	0,22 ±0,04	0,46 ±0,12
B1	1,1 ±0,7	30,6 ±9,8	5,6 ±0,2	15,4 ±3,5	0,20 ±0,04	0,38 ±0,11
B2	0,5 ±0,1	28,3 ±11,3	5,7 ±0,2	16,2 ±4,7	0,20 ±0,03	0,38 ±0,07
B3	0,3 ±0,1	31,6 ±2,0	5,8 ±0,1	19,8 ±0,9	0,26 ±0,10	0,38 ±0,05
BC	0,6 ±0,3	30,2 ±13,5	5,9 ±0,4	21,2 ±3,1	0,29 ±0,12	0,34 ±0,08
Дерново-подзолистые типичные почвы (n = 12)						
A1	7,6 ±4,1	38,8 ±3,4	5,5 ±0,3	22,9 ±4,3	0,23 ±0,03	0,31 ±0,10
A1A2	3,9 ±2,0	41,0 ±3,2	5,4 ±0,2	19,5 ±4,3	0,20 ±0,05	0,35 ±0,04
A2	2,0 ±1,2	42,9 ±3,0	5,2 ±0,4	13,9 ±5,7	0,23 ±0,05	0,33 ±0,08
A2B1	0,9 ±0,4	50,2 ±4,6	5,5 ±0,3	21,4 ±3,9	0,23 ±0,04	0,32 ±0,06
B1	0,7 ±0,3	50,7 ±9,2	5,6 ±0,2	27,6 ±6,2	0,29 ±0,05	0,33 ±0,06
B2	0,6 ±0,3	53,0 ±9,3	5,9 ±0,2	28,3 ±4,0	0,27 ±0,05	0,37 ±0,08
B3	0,4 ±0,2	61,1 ±1,9	6,4 ±0,4	27,0 ±5,9	0,34 ±0,04	0,33 ±0,04
BC	0,3 ±0,1	56,1 ±4,1	7,2 ±0,8	29,6 ±6,3	0,32 ±0,10	0,30 ±0,05
Серые лесные типичные почвы (n = 25)						
A	8,9 ±3,3	40,6 ±7,9	5,6 ±0,4	31,1 ±8,7	0,21 ±0,05	0,30 ±0,08
AB	3,9 ±0,9	54,6 ±2,1	5,5 ±0,1	37,0 ±2,5	0,22 ±0,03	0,34 ±0,08
B1	1,2 ±0,5	55,3 ±5,4	5,5 ±0,3	24,8 ±7,0	0,26 ±0,06	0,46 ±0,09
B2	0,8 ±0,3	57,9 ±5,0	5,7 ±0,3	28,6 ±7,1	0,29 ±0,05	0,43 ±0,11
B3	0,6 ±0,2	58,3 ±5,9	6,1 ±0,2	33,2 ±6,5	0,34 ±0,05	0,40 ±0,05
BC	0,5 ±0,3	60,9 ±4,9	6,3 ±0,4	33,7 ±8,4	0,28 ±0,07	0,41 ±0,10
Коэффициент корреляции с бериллием и скандием						
KKBe	-0,55	0,66	0,72	0,60	1,00	0,10
KKSc	-0,46	0,16	-0,06	-0,05	0,10	1,00

В процессе формирования бурых лесных типичных почв, как уже указывалось выше, происходит обеднение профиля бериллием и обогащение скандием, в результате соотношение Be/Sc снижается до 0,48. В гумусовом горизонте происходит увеличение этого соотношения до 0,75, за счёт резкого снижения количества атомов скандия, при неизменном содержании атомов бериллия. В иллювиальном горизонте, наоборот, увеличение Be/Sc до 0,68 связано с увеличением количества атомов бериллия, при неизменном содержании атомов скандия. Таким образом, в бурых лесных типичных почвах на каждый атом бериллия в среднем приходится 1,6 атома скандия, причём в гумусовом горизонте это значение достигает 1,3 атома, а в иллювиальном — 1,2 атома. Максимальное преобладание атомов скандия над атомами бериллия (в 2 раза) наблюдается на границе гумусового и текстурного горизонтов.

В дерново-подзолистых типичных почвах сходство в удельном содержании атомов у бериллия и скандия сохраняется (от 0,20 до 0,34 моль/кг и от 0,30 до 0,37 моль/кг соответственно). Несмотря на обоюдное увеличение удельного содержания атомов этих

микроэлементов в гумусовом горизонте дерново-подзолистых типичных почвах по отношению к одноимённому горизонту в бурых лесных типичных, их соотношение сохраняется (0,74). Постепенно, с глубиной удельное количество атомов бериллия возрастает так, что на один атом скандия в нижней части текстурного горизонта приходится 1,1 атомов бериллия.

Таблица 2

Сравнительный анализ концентрации атомов бериллия и скандия в мелкозёме исследуемых почв

Горизонты	Концентрация атомов, моль/кг		Коэффициент распределения		Be/Sc	Sc/Be
	Be	Sc	Be	Sc		
Бурые лесные типичные почвы (n = 17)						
A	0,21 ±0,10	0,28 ±0,07	0,72	0,82	0,75	1,33
AB	0,22 ±0,04	0,46 ±0,12	0,75	1,35	0,48	2,09
B1	0,20 ±0,04	0,38 ±0,11	0,69	1,12	0,53	1,90
B2	0,20 ±0,03	0,38 ±0,07	0,69	1,12	0,53	1,90
B3	0,26 ±0,10	0,38 ±0,05	0,70	1,12	0,68	1,46
BC	0,29 ±0,12	0,34 ±0,08	1,00	1,00	0,85	1,17
Дерново-подзолистые типичные почвы (n = 12)						
A1	0,23 ±0,03	0,31 ±0,10	0,72	1,03	0,74	1,35
A1A2	0,20 ±0,05	0,35 ±0,04	0,63	1,17	0,57	1,75
A2	0,23 ±0,05	0,33 ±0,08	0,72	1,10	0,70	1,43
A2B1	0,23 ±0,04	0,32 ±0,06	0,72	1,07	0,72	1,39
B1	0,29 ±0,05	0,33 ±0,06	0,91	1,10	0,88	1,14
B2	0,27 ±0,05	0,37 ±0,08	0,84	1,23	0,73	1,37
B3	0,34 ±0,04	0,33 ±0,04	1,06	1,10	1,03	0,97
BC	0,32 ±0,10	0,30 ±0,05	1,00	1,00	1,07	0,94
Серые лесные типичные почвы (n = 25)						
A	0,21 ±0,05	0,30 ±0,08	0,75	0,73	0,70	1,43
AB	0,22 ±0,03	0,34 ±0,08	0,79	0,83	0,65	1,55
B1	0,26 ±0,06	0,46 ±0,09	0,93	1,12	0,57	1,77
B2	0,29 ±0,05	0,43 ±0,11	1,04	1,05	0,67	1,48
B3	0,34 ±0,05	0,40 ±0,05	1,21	0,98	0,85	1,18
BC	0,28 ±0,07	0,41 ±0,10	1,00	1,00	0,68	1,46

Серые лесные типичные почвы отличаются чёткой постоянностью соотношения Be/Sc равное $0,67 \pm 0,02$. Исключением являются верхняя и нижняя часть текстурного горизонта, где это соотношения соответственно равно 0,57 и 0,85. В результате в первом случае на долю одного атома бериллия приходится 1,8 атомов скандия, а во втором — 1,2 атома.

В целом для исследуемых почв характерно незначительное превышение содержания скандия, чем бериллия. Исключением является текстурный горизонт дерново-подзолистых почв, где количество атомов этих микроэлементов выравнивается.

СЕКЦИЯ 2. ЛОКАЛЬНЫЕ И ГЛОБАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ ТЕХНОГЕНЕЗА БИОСФЕРЫ И ЕЕ ТАКСОНОВ

УДК: 631.445.122.54-183

С.А. Остроумов

НОВЫЕ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ДАННЫЕ О ВЗАИМОДЕЙСТВИИ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ С ОБРАЗЦАМИ БИОГЕННОГО МАТЕРИАЛА

S.A. Ostroumov

NEW EXPERIMENTAL DATA ON INTERACTIONS BETWEEN CHEMICAL ELEMENTS AND SAMPLES OF BIOGENIC MATERIAL

МГУ им. М.В.Ломоносова, биологический факультет, Москва 119991, Российская
Федерация. Тел. +7-495- 939- 22-60; E-mail: ar55@yandex.ru;

Аннотация. В работе представлены новые данные о взаимодействии между некоторыми химическими элементами и биогенными материалами. Химические элементы, которые были изучены: цинк, медь, кобальт, золото, европий, церий, индий и др. Биогенные материалы, исследованные в экспериментах: биомасса и мортмасса макрофитов и термофильные водоросли. Была обнаружена сорбция и иммобилизация химических элементов. Исследованное явление может иметь значение в научной теории и некоторых приложениях в поисках экологических биотехнологий.

Abstract. In the paper, the new data on interactions between some chemical elements and biogenic materials are obtained and discussed. The following chemical elements were investigated: zinc, copper, cobalt, gold, europium, cerium, indium, etc. The biogenic materials studied are as follows: biomass and mortmass of macrophytes and thermophilic algae. The sorption and immobilization of the chemical elements was discovered. The phenomenon may have importance in scientific theory and some applications in environmental biotechnology.

Ключевые слова: миграция элементов, биосфера, биосорбция, тяжелые металлы, иммобилизация, термофильные водоросли, макрофиты, цинк, медь, кобальт, золото, европий, церий, индий, мортмасса

В условиях техногенеза биосферы усиливается значение исследований миграции в биосфере химических элементов, загрязняющих окружающую среду. Представляет интерес познание взаимодействия этих элементов с биомассой организмов и другими биогенными материалами. Необходимо отметить, что В.И. Вернадский уделял значительное внимание проблемам миграции химических элементов в биосфере, включая вопросы взаимодействия химических элементов с биомассой (живым веществом, по его терминологии) [1]. В наших работах также исследовались взаимодействия ряда химических элементов с биомассой, а также другими образцами биогенного материала.

Ранее автором был опубликован ряд статей, посвященных экспериментальным исследованиям взаимодействия различных химических элементов с биогенным материалом [2-7]. В научной литературе представлены работы многих авторов, изучавших сорбцию металлов биогенным материалом (например, [8]).

Цель этого сообщения – дать краткий анализ работ в этом направлении.

В исследованиях, организованных и проведенных автором, использовали биогенный материал разных типов. Примеры изученного биогенного материала даны ниже в таблице.

При исследовании взаимодействий химических элементов, находящихся в водной среде, нами с соавторами установлены факты иммобилизации ряда химических элементов биогенным материалом.

Иммобилизации подвергались многие элементы, включая несколько металлов. Примеры конкретных элементов даны ниже в таблице 2.

Установленные факты представляют интерес и для фундаментальной науки, и для практики.

Таблица 1

Типы биогенного материала, участвующего в иммобилизации химических элементов (ориг.)

Типы биогенного материала	Примеры	Ссылки
Биомасса	Красные термофильные водоросли <i>Galdieria sulphuraria</i>	Тропин и др., 2015 [3]
Биомасса	Водный макрофит <i>Ceratophyllum demersum</i>	Ostroumov, Kolesov, 2010; Dokl.Biol.Sci. [5]
Мортмасса и детрит строго определенного (детерминированного) состава	Мортмасса водных растений	S.A. Ostroumov, S.V. Kotelevtsev, Monique Johnson, J. Tyson, B. Xing. Experimental research: biogenic substance, ecotoxicants, and nanoparticles. Moscow, MAKS Press. 2013 [7]
Детрит смешанного состава	Биодетрит в водных микрокосмах	Ostroumov, Kolesov, 2010, Contemporary Problems of Ecology [6]

Таблица 2

Примеры элементов, иммобилизуемых биогенным материалом (ориг.)

Примеры металлов	Ссылки
Медь	Тропин и др. 2015 [3]
Золото	Ostroumov, Kolesov, 2010, Dokl.Biol.Sci. [5]
Тяжелые металлы	Ostroumov, Kolesov, 2010; Contemporary Problems of Ecology [6]
Тяжелые металлы Zn, Cu, Co	Пухов В.В., Лубкова Т.Н., Шестакова Т.В., Тропин И.В., Котелевцев С.В., Остроумов С.А. Биосорбция металлов эукариотными микроорганизмами – анализ методом ICP-MS // Black Sea, 21 (3): 10-15 [4]
Европий, церий, индий и др.	S.A. Ostroumov, S.V. Kotelevtsev, Monique Johnson, J. Tyson, B. Xing. Experimental research: biogenic substance, ecotoxicants, and nanoparticles. Moscow, MAKS Press. 2013 [7]

Полученные факты способствуют более глубокому пониманию фундаментальных проблем биогеохимии и наук о биосфере [9, 10] , в том числе для понимания вопросов биогенной миграции химических элементов в биосфере. Учитывая специфику иммобилизации элементов биомассой и мортмассой, полученные факты ведут к фундаментальным обобщениям о новой типологии вещества в биосфере [11]. В наших работах было сформулировано предложение рассматривать новый вариант функциональной типологии вещества в биосфере, который включает в себя, кроме живого и неживого вещества, третий функциональный тип вещества, который назван ELM (ex-living matter) [11].

Новые факты способствуют также расширению знаний в области биотехнологии, в том числе в области поиска новых технологий удаления химических элементов из водной

среды с целью ее очищения и улучшения качества воды, т.е. новых технологий очищения загрязненной водной среды [12]. Разработка таких технологий полезна и необходима в условиях техногенеза биосферы и нарастания ее загрязнения.

Литература

1. Вернадский В.И. Биосфера М.: Издательский дом Ноосфера, 2001, 244 с.
2. Остроумов С.А. Химико-биотические взаимодействия и новое в учении о биосфере В.И.Вернадского. Москва, МАКС-пресс. 2009, 52 с. ISBN 9788-5-317-03005-6. (S.A.Ostroumov. Chemic-Biotic Interactions and the New in the Teaching on the Biosphere by V.I.Vernadsky. Moscow, MAX Press. 2009. 52 p.).
3. Тропин И.В., Шестакова Т.В., Остроумов С.А. Термофильные водоросли: взаимодействие с металлами как фактор воздействия на геохимическую среду // Black Sea Scientific Journal of Academic Research, 2015, том 20, № 2, с. 27-30.
4. Пухов В.В., Лубкова Т.Н., Шестакова Т.В., Тропин И.В., Котелевцев С.В., Остроумов С.А. Биосорбция металлов эукариотными микроорганизмами – анализ методом ICP-MS // Black Sea Scientific Journal of Academic Research, 2015. том 21, № 3, с. 10-15.
5. Ostroumov S.A., Kolesov G.M. The Aquatic Macrophyte *Ceratophyllum demersum* Immobilizes Au Nanoparticles after Their Addition to Water // Doklady Biological Sciences, 2010, том 431, с. 124-127.
6. Ostroumov S.A., Kolesov G.M. The role of biodebris in accumulation of elements in aquatic ecosystems // Contemporary Problems of Ecology, 2010, том 3, № 4, с. 369-373.
7. Остроумов С.А., Котелевцев С.В., Джонсон Моника, Тайсон Дж, Шин Б. Экспериментальные исследования: биогенное вещество, экотоксиканты и наночастицы. МАКС Пресс Москва, ISBN 978-5-317-04522-7, 28 с. (S.A. Ostroumov, S.V. Kotelevtsev, Monique Johnson, J. Tyson, B. Xing. Experimental research: biogenic substance, ecotoxicants, and nanoparticles. Moscow, MAKS Press. 2013. - 28 p. (Series: Science, Education, Innovations. Issue12). ISBN 978-5-317-04522-7).
8. Sheng P.X., Ting Y.-P., Chen J.P., Hong L. Sorption of lead, copper, cadmium, zinc, and nickel by marine algal biomass: characterization of biosorptive capacity and investigation of mechanisms. J. Colloid Interface Sci., 2004, 275, pp. 131–141.
9. Ермаков В.В. (ред) Техногенез и биогеохимическая эволюция таксонов биосферы. М.: Наука, 2003. -252 с.
10. Ермаков В.В. и др. Инновационные аспекты биогеохимии. М.: ГЕОХИ. 2012. 340 с.
11. Остроумов С. А. О типологии основных видов вещества в биосфере // Экологическая химия. — 2011. — Т. 20, № 3. — С. 179–188.
12. Остроумов С.А., Шестакова Т.В. Снижение измеряемых концентраций Cu, Zn, Cd, Pb в воде экспериментальных систем с *Ceratophyllum demersum*: потенциал фиторемедиации // Доклады академии наук (ДАН), 2009, том 428, № 2, с. 282–285.

УДК: 577.118:599.323.43: [504.5:699.2/.8]

**В.С. Безель¹, С.В. Мухачева¹, Н.В. Барановская², Л.П. Рихванов²,
А.И. Беляновская²**

**ХИМИЧЕСКИЕ ЭЛЕМЕНТЫ В РЕПРОДУКТИВНОЙ СИСТЕМЕ
РЫЖЕЙ ПОЛЕВКИ В ФОНОВЫХ УСЛОВИЯХ И ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ
СРЕДЫ**

**V.S. Besel, S.V. Mukhacheva, N.V. Baranovskaya, L.P. Rikhvanov,
A.I. Belyanovskaya**

**CHEMICAL ELEMENTS IN REPRODUCTIVE SYSTEM OF THE BANK
VOLE IN BACKGROUND AND POLLUTED AREAS**

¹Институт экологии растений и животных УрО РАН, г. Екатеринбург

²Томский политехнический университет, г. Томск

E-mail: bezel@ipae.uran.ru

Abstract. The method of neutron activation analysis (NAA) was used for estimation of elemental composition (Na, Ca, Sc, Cr, Fe, Co, Zn, As, Se, Br, Rb, Sr, Ag, Sb, Cs, Ba, La, Ce, Sm, Eu, Tb, Yb, Lu, Hf, Ta, Au, Th, U) in the fetus, placenta and maternal liver of bank voles inhabiting the vicinity of the largest copper-smelter plant in the Middle Urals (Revda). The concentrations of elements in the liver (as in the background and polluted areas) clear correlated with their level of Clark's crust. Placenta acts as a barrier to Fe, Zn, Cr, Rb, Sb, La, Ce and Sm; at the same time, the concentration of Na, Ca and Br increases. In addition, in the polluted areas the most of elements in the placentas and fetus have accumulated more intensely compared to maternal liver.

Химические элементы, распределенные в окружающей среде, обладают высокой биогеохимической активностью и интенсивно включаются в глобальные и региональные биогеохимические циклы (Вернадский, 1954). Решающая роль в этом обмене принадлежит живому веществу. Продуценты и консументы разного уровня активно включают химические элементы почвенных кларков в биогенный обмен. При этом на каждом трофическом уровне имеет место своеобразный геохимический отбор (Добровольский, 1983), определяемый неодинаковой биологической доступностью форм химических соединений, их концентраций во внешней среде, спецификой состава и обилия пищевых рационов. С другой стороны, стабильное функционирование живых организмов возможно лишь в эволюционно закрепленных параметрах среды обитания, включая допустимый уровень концентраций химических элементов.

Для млекопитающих хорошо известен перечень элементов, обеспечивающих нормальное протекание необходимых биохимических и биофизических процессов (эссенциальные элементы). Этот необходимый элементный статус внутренней среды обеспечивается системой эффективных гистогематических барьеров, поэтому концентрации химических элементов в живых организмах не тождественны их содержанию в окружающей среде.

Проблема поддержания микроэлементного гомеостаза живого вещества особенно остра при химическом загрязнении среды. Для млекопитающих особо важны процессы транспорта химических элементов в цепочке «материнский организм – плацента – плод», обеспечивающие нормальный ход процессов воспроизводства, и, как следствие, поддержание необходимой численности природных популяций животных (Мухачева, Безель, 2015). Данные о транслокации элементов (в основном, эссенциальных) в этой цепочке получены, как правило, в токсикологических экспериментах на лабораторных животных или на секционном материале для человека. Между тем специфика существования отдельных видов в природных условиях, выраженная в особенностях рационов, миграционных перемещениях животных, в повышенной их смертности и наличии иных популяционных процессов могут существенно влиять на накопление

химических элементов, воздействуя на важнейшие репродуктивные способности природных популяций.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

В работе использованы материалы, полученные при изучении мелких млекопитающих в зоне действия крупного медеплавильного комбината (г. Ревда, Средний Урал). Основными загрязнителями являются сернистый ангидрид и пыль с абсорбированными частицами тяжелых металлов и металлоидов (*Cu, Zn, Pb, Cd, As*). На основании анализа содержания тяжелых металлов в природных депонирующих средах (почве, лесной подстилке, снежном покрове) были выделены фоновые (условно «чистые», 20–30 км от завода) и импактные (сильно и умеренно загрязненные, 1–2 и 4–6 км соответственно) участки. Подробная характеристика территорий приведена ранее (Воробейчик и др., 1994; Мухачева, 2007). В качестве модельного объекта использовали рыжую полевку (*Clethrionomys glareolus*). Животных отлавливали в течение бесснежного периода одновременно на всех участках. В анализе использовали эмбрионы (и плаценты) на поздних стадиях беременности (18–20 дней), а также печень материнских особей.

Для определения элементного состава образцов использовали инструментальный нейтронно-активационный анализ (ИНАА), который позволяет определять содержание большого числа элементов (*Na, Ca, Sc, Cr, Fe, Co, Zn, As, Se, Br, Rb, Sr, Ag, Sb, Cs, Ba, La, Ce, Sm, Eu, Tb, Yb, Lu, Hf, Ta, Au, Th, U*) в широком диапазоне (от $n \cdot 1\%$ до $n \cdot 10^{-6}\%$). Преимущества использования данного метода для исследования биологических объектов представлены в работах различных авторов (Кист, 1964, 1969; Бояркина и др., 1980; Дубинская и др., 1967, 1980; Коробенкова и др., 1980; Кист и др., 1980; Колесник и др., 1987; Жук и др., 1990; и др.). Анализ выполнен согласно инструкции НСАМ ВИМС № 410-ЯФ с облучением тепловыми нейтронами на исследовательском реакторе ИРТ-Т в лаборатории ядерно-геохимических методов исследований Томского политехнического университета. Измерение проводилось на многоканальном анализаторе импульсов АМА 02Ф с полупроводниковым Ge-Li детектором ДГДК-63А. Исследовано 175 образцов, в том числе печени – 20, эмбрионов – 77, плацент – 78.

Статистический анализ осуществляли в пакете Statistica v.8.0. Данные предварительно логарифмировали, значимыми считали отличия при $p < 0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Химические элементы в печени рыжей полевки. В качестве органа, интенсивно депонирующего химические элементы и поэтому наиболее полно отражающего общий микроэлементный фон организма, рассматривали печень полевок (материнских особей) с фоновой и загрязненной территорий. В данных естественно выделить эссенциальные элементы (*Ca, Cr, Fe, Co, Zn, As, Br, Rb*), необходимые для нормального функционирования организма, в отношении которых известны механизмы активной регуляции их поступления у млекопитающих (табл.). Роль остальных элементов однозначно не определена.

При этом своеобразии концентрационных спектров, присущее отдельным участкам литосферы, сохраняется по трофическим уровням природных экосистем (Второва, Маркерт, 1995; Безель, Бельский, 2003; Безель и др., 2010 и др.). В нашем случае показана четкая корреляция концентраций элементов в печени с уровнем их кларков в земной коре. Столь же высокая корреляция сохраняется при загрязнении.

Химические элементы в плацентах и эмбрионах. Полный спектр элементов в печени можно рассматривать в качестве исходного для оценки барьерной роли плаценты при транслокации химических элементов от материнского организма к развивающемуся плоду (табл.). На фоновых участках плацента накапливает более высокие концентрации ряда легких элементов – *Na, Ca, Br*, тогда как концентрации *Fe* и *Zn* снижаются. В эмбрионах, кроме этих элементов, значимо снижены концентрации *Cr, Rb, Sb, La, Ce, Sm*.

На загрязненных участках различия в плацентах и эмбрионах по сравнению с печенью материнских особей более значительны: в них значимо возрастают концентрации таких элементов как *Na*, *Ca* и *Br*, снижаются – *Fe*, *Zn*, *Sb*, *Ce*, *Sm*. Максимальные отклонения концентраций в эмбрионах и плацентах отмечены для более легких элементов с порядковым номером до 62 (*Ca*, *Cr*, *Fe*, *Co*, *Br*, *Sb*, *La*, *Ce*, *Sm*), часть которых относится к эссенциальным элементам (*Ca*, *Cr*, *Fe*, *Co*, *Br*).

Таблица

Элементный состав (среднее ± ошибка среднего, мкг/г сухой массы) плацент, эмбрионов и печени материнских особей рыжей полевки с фоновых и загрязненных участков

Эл-нт	Концентрация элемента, мкг/г сухой массы					
	Фоновая территория			Загрязненная территория		
	печень	плацента	эмбрион	печень	плацента	эмбрион
Na*	0.494±0.043 ^{bc}	1.065±0.036 ^b	1.731±0.081 ^c	0.422±0.055 ^{de}	0.940±0.028 ^d	1.620±0.075 ^c
Ca*	0.075±0.034 ^b	0.237±0.000 ^b	0.282±0.072	0.032±0.007 ^{de}	0.075±0.009 ^d	0.378±0.067 ^c
Sc	0.009±0.000	0.012±0.002	0.009±0.001	0.009±0.001	0.012±0.002	0.010±0.001
Cr	3.255±0.343 ^c	11.209±2.044	0.573±0.057 ^c	3.288±0.252	6.291±1.742	1.316±0.179
Fe*	0.236±0.026 ^{bc}	0.095±0.019 ^b	0.029±0.005 ^c	0.223±0.035 ^{de}	0.073±0.009 ^d	0.080±0.012 ^c
Co	0.469±0.041	0.542±0.064	0.533±0.043	0.463±0.024 ^d	0.809±0.036 ^d	0.781±0.088
Zn**	0.108±0.003 ^b	0.074±0.007 ^b	0.086±0.007	0.117±0.007 ^{de}	0.075±0.004 ^d	0.092±0.005 ^c
As	0.842±0.134	0.710±0.060	0.846±0.078	0.820±0.136	0.892±0.116	0.926±0.095
Br	9.776±1.478 ^{abc}	21.681±1.808 ^b	27.783±2.382 ^c	19.633±2.33 ^{ade}	34.695±2.226 ^d	58.757±3.928 ^e
Rb	41.041±4.540 ^c	37.040±1.997	24.325±1.499 ^c	31.968±6.570 ^c	28.492±2.856	16.875±2.003 ^c
Sr	20.000±0.000-	20.316±0.502	21.055±1.429	20.000±0.000	21.639±2.002	20.691±1.706
Ag	0.090±0.026	0.126±0.015	0.245±0.052	0.074±0.014	0.194±0.031	0.179±0.027
Sb	0.284±0.019 ^c	0.133±0.041	0.063±0.014 ^c	0.291±0.011 ^{de}	0.074±0.015 ^d	0.146±0.023 ^c
Cs	0.106±0.036	0.124±0.018	0.105±0.012	0.149±0.061	0.170±0.037	0.085±0.013
Ba	6.625±1.114	9.161±0.893	10.507±0.925	5.042±1.593 ^d	9.970±0.681 ^d	8.546±0.599
La	0.184±0.018 ^c	0.144±0.032	0.090±0.006 ^c	0.180±0.013	0.108±0.014	0.126±0.010
Ce	1.055±0.297 ^c	0.623±0.140	0.142±0.017 ^c	0.692±0.197 ^d	0.166±0.025 ^d	0.546±0.155
Nd	0.365±0.067	0.715±0.086	1.062±0.198	0.519±0.082	0.076±0.125	0.591±0.074
Sm	0.133±0.043 ^c	0.098±0.012	0.072±0.005 ^c	0.246±0.082 ^d	0.064±0.006 ^d	0.154±0.049
Eu	0.004±0.001	0.033±0.008	0.009±0.001	0.003±0.000	0.019±0.004	0.008±0.001
Tb	0.011±0.002	0.028±0.004	0.023±0.003	0.013±0.002	0.028±0.006	0.018±0.002
Yb	0.116±0.029	0.134±0.014	0.145±0.012	0.157±0.028	0.089±0.015	0.155±0.013
Lu	0.006±0.001	0.009±0.001	0.007±0.001	0.004±0.001	0.007±0.001	0.007±0.001
Hf	0.019±0.005	0.032±0.006	0.030±0.006	0.014±0.005	0.039±0.008	0.022±0.006
Ta	0.006±0.002	0.021±0.004	0.023±0.003	0.011±0.003	0.018±0.002	0.019±0.002
Au	0.002±0.000	0.002±0.000	0.005±0.002	0.002±0.000	0.002±0.000	0.002±0.001
Th	0.016±0.005	0.071±0.024	0.045±0.005	0.027±0.005	0.043±0.005	0.036±0.002
U	0.123±0.025	0.266±0.042	0.152±0.022	0.133±0.021	0.145±0.023	0.142±0.024
n	11	42	42	9	36	35

Примечание: приведены значимые межгрупповые различия ($p < 0.05$); группы: 1 – печень фоновых материнских животных, 2 – плацента фоновая, 3 – эмбрионы фоновые, 4 – печень импактных материнских животных, 5 – плацента импактная, 6 – эмбрионы импактные; а – различия между 1 и 4 группой; b – 1 и 2; c – 1 и 3; d – 4 и 5; e – 4 и 6.

* – концентрация элемента (A) выражена как $A \times 10^{-6}$ мкг/г, ** – концентрация элемента (A) выражена как $A \times 10^3$ мкг/г.

Для анализа специфики элементного состава печени полевок, их эмбрионов и плацент с загрязненных и фоновых участков использовали метод дискриминантного анализа для 11 элементов (*Na*, *Ca*, *Fe*, *Co*, *Zn*, *Br*, *Rb*, *Sb*, *Ba*, *Ce*, *Sm*), концентрации которых в

рассмотренных вариантах значительно отличались. Пространство этих показателей отражается на плоскости двух компонент. Соответствующие точки представляют совокупность концентраций каждого исследованного субстрата (рис.). Каждому центроиду соответствует 95%-ный доверительный интервал для среднего значения выделенных групп субстратов. Расстояние между центрами центроидов характеризует близость изучаемого состава выборок. Показана высокая ($p < 0.01$) значимость отличий комплекса выделенных элементов для плацент и эмбрионов сравниваемых участков. Для печени статистически значимых отличий не обнаружено.

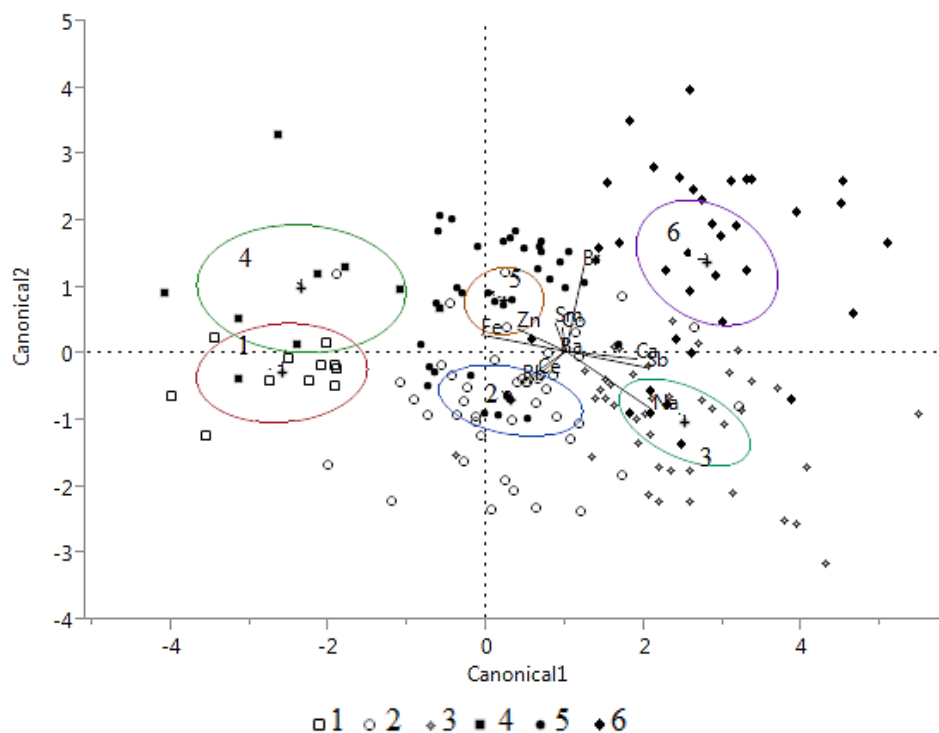


Рис. Расположение на плоскости дискриминантных функций элементного состава печени, плацент и эмбрионов рыжей полевки с фоновых и загрязненных территорий. Обозначения групп как в табл. Центры центроидов обозначены +.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведен анализ элементного состава системы «мать – плацента – плод» у особей рыжей полевки, обитающих в фоновых условиях и при загрязнении природной среды выбросами медеплавильного комбината. Наличие системы гистогематических барьеров в организме животных приводит к значимым различиям в фоновых и химически загрязненных условиях концентраций ряда элементов (*Ca, Cr, Fe, Co, Br, Sb, La, Ce, Sm*) в органах (печень), плаценте и развивающихся эмбрионах. Этим обеспечивается нормальное функционирование репродуктивной системы млекопитающих и возможность поддержания ими популяционной численности в экстремальных условиях существования.

Работа выполнена при частичной финансовой поддержке РФФИ (грант № 13-04-01229) и Программы Президиума УрО РАН (проект 15-12-4-28).

Н.А. Голубкина, В.Е. Миронов, С.М. Надежкин
ЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ ГРИБОВ, ПРОИЗРАСТАЮЩИХ В РАЙОНЕ
СКЛАДИРОВАНИЯ ФОСФОГИПСА ВОСКРЕСЕНСКОГО РАЙОНА
МОСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ

N.A. Golubkina, S.M. Nadegkin, V.E. Mironov
ELEMENT COMPOSITION OF MUSHROOMS GROWN AT
PHOSPHOGYPSUM STORAGE IN VOSKRESENSK DISTRICT,
MOSCOW REGION

Агрохимический испытательный центр ФГБНУ ВНИИССОК

ОАО «Воскресенские минеральные удобрения. E-mail: segolubkina@rambler.ru

Аннотация. Значительное количество публикаций посвящено элементному составу грибов, высоко чувствительных к антропогенному загрязнению окружающей среды. Методами ИСП-МС и ИСП-АЭС, а также флуориметрическим анализом (Se) установлены уровни аккумуляции Al, As, B, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, I, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, Se, Si, Sn, Sr, V, Zn и F подосиновиками, подберезовиками, маслятами, волнушками, свинушками и сыроежками, произрастающими вблизи ОАО «Воскресенские минеральные удобрения» и полигонов складирования фосфогипса. Показаны значительные различия в уровнях аккумуляции в зависимости от вида грибов и места произрастания. Установлено, что свинушки накапливают наибольшие концентрации всех исследованных элементов, за исключением Se, Sn и I. Наибольшей экологической изменчивостью накопления макро- и микроэлементов обладала сыроежка, наименьшей - свинушка. Противоположный эффект наблюдался для Sr (наибольшая экологическая изменчивость была характерна для свинушки, наименьшая - для сыроежки). Показано, что умеренные уровни потребления грибов, за исключением свинушек, безопасны для здоровья жителей Воскресенского района.

Abstract. A considerable body of publications are devoted to the elemental composition of mushrooms, known to be highly sensitive to environmental pollution. The content of Al, As, B, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, I, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, Se, Si, Sn, Sr, V, Zn and F was determined in *Leccinum aurantiacum*, *Leccinum scabrum*, *Paxillus involutus*, *Russula vesca*, *Lactarius pubescens* and *Suillus luteus*, grown at six areas in the vicinity of mineral fertilizers production plant and phosphogypsum storage polygons of Voskresensk district, Moscow region. ICP-VS, ICP-AAS and fluorimetric method of analysis (Se) were used. Great differences in elements accumulation were shown to depend on the species investigated and place of growth. *Paxillus involutus* was demonstrated to accumulate the highest concentrations of all studied elements except for Se, Sn and I. The highest ecological variability of most of elements was demonstrated for *Russula vesca*, the lowest - for *Paxillus involutus*. The opposite effect was demonstrated for Sr (the highest variability was typical for *Paxillus involutus*, the lowest - for *Russula vesca*). Moderate consumption levels of mushrooms, except *Paxillus involutus*, were shown to be safe for residents of Voskresensk region.

Среди растительного царства грибы занимают первое место по способности накапливать значимое количество жизненно важных макро- и микроэлементов. В этом отношении они могут служить как функциональные продукты питания, способствующие повышению иммунитета, замедлению процессов старения, защите от онкологических заболеваний, так и оказаться опасными для здоровья в районах интенсивного антропогенного воздействия. Функционирование завода минеральных удобрений в Воскресенске (Московская область) определяет значительные риски, связанные с загрязнением окружающей среды Sr, F, тяжелыми металлами. Обилие грибов как в непосредственной близости от завода и вблизи действующего полигона складирования фосфогипса, так и на отдаленных заброшенных карьерах открытого способа добычи фосфоритов предполагают возможность гипер аккумуляции токсичных элементов плодовым телом грибов.

Целью настоящей работы было установление уровней аккумуляции макро- и микроэлементов грибами, произрастающими на территории, находящейся в непосредственной близости от ОАО «Воскресенские минеральные удобрения».

Материалы и методы

Сбор грибов (сыроежки, волнушки, свинушки, подосиновики, подберезовики, маслята) осуществляли в августе-сентябре 2012-2013 гг. на: 1) отдаленных заброшенных

карьерах добычи фосфогипса (поселок Фосфоритный), 2) в непосредственной близости от действующего полигона складирования фосфогипса, 3) на территории заброшенного полигона складирования фосфогипса и 4) у его подножья, в том числе 5) на берегу Москвы-реки и 6) на территории завода ОАО «Воскресенские минеральные удобрения». Грибы перед анализом очищали от грязи пластиковым ножом, высушивали до постоянного веса при 55 °С и гомогенизировали. Уровни аккумуляции Al, As, B, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, I, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, Si, Sn, Sr, V и Zn устанавливали методом ИСП-МС и ИСП-АЭС в Центре биотической медицины (Москва). Содержание Se устанавливали флуорометрически (Alfthan, 1984). Статистическую обработку результатов осуществляли с использованием критерия Стьюдента и компьютерной статистической программы Excel.

Результаты и обсуждения

Известно, что антропогенная нагрузка в районах добычи и переработки фосфоритов в разных странах мира может быть огромна (Bach et al, 2010). Элементный состав фосфоритов Егорьевско-Воскресенского месторождения (открытый способ добычи осуществляли с 30х до начала 90х годов) и апатитов Кольского полуострова, на которых в настоящее время работает ОАО «Воскресенские минеральные удобрения», свидетельствует о сравнительно высоких концентрациях Sr и F в апатитах и Ni в фосфоритах, в то время как уровни тяжелых металлов в обоих случаях сравнимы с данными элементного состава фосфатного сырья для других стран (Ангелов и др, 2002). При этом российское сырье отличается наименьшим уровнем радиоактивности.

Установление уровней накопления макро- и микроэлементов грибами исследованной территории пригорода Воскресенска представляет в данном случае особый интерес, поскольку позволяет осуществить сравнение уровней экологической нагрузки и видовой отзывчивости грибов в условиях, сильно различающихся по величине антропогенной нагрузки.

В зависимости от вида гриба и места произрастания содержание элементов составило (мкг/кг): Al 7,16-404; As 0,04-1,50; B 0,16-27,3; Ca 119-1729; Cd 0,15-2,88; Co 0,01-3,79; Cr 0,01-7,97; Cu 2,16-54,97; Fe 10,65-958; Hg 0,004-0,77; I 0,002-1,92; K 15052-46265; Li 0,0008-0,28; Mg 93,5-1262; Mn 0,69-12,49; Na 1,29-452; Ni 0,05-8,76; P 626-11576; Pb 0,15-13,65; Se 0,316-21,9; Si 0,16-42,21; Sn 0,01-0,19; Sr 0,67-42,8; V 0,03-4,08; Zn 5,5-193. Результаты указывают на отсутствие превышения в грибах ПДК по всем исследованным элементам, включая тяжелые металлы, однако, уровень экологической нагрузки в зависимости от места сбора грибов и вида значительно различаются (табл.2).

Таблица 1

Элементный состав фосфатного сырья (Ангелов и др, 2002) (мг/кг)

Россия Хибины	Cd	Hg	As	Pb	Cr	F (%)	V
	2,7	0,1	5,3	3	11	3,2	103
	Cu	Ni	Zn	Co	Mn	Sr*	
	60	8	30	5	254	27000	
Россия Воскресенск	Cd	Hg	As	Pb	Cr	F (%)	V
	6,8	0,09	35,4	39	86	2,4	46
	Cu	Ni	Zn	Co	Mn	Sr*	
	12	67,7	137	49,5	80	1429	

*не радиоактивный

Максимальные концентрации для большинства элементов, кроме Cd, I, Sn и Se, установлены в свинушках. Поскольку Se является антагонистом тяжелых металлов, а свинушки накапливают последние в максимальном количестве, в то время как Se - в минимальном, очевидно, что именно этот вид грибов наиболее опасен для потребления. Наибольшие уровни накопления Se были характерны для подосиновиков.

Вблизи нового полигона складирования фосфогипса наибольшие концентрации в грибах характерны для Cd (подосиновики, подберезовики), Ni (волнушки, свинушки), As (свинушки). Грибы, произрастающие на территории завода, отличаются максимальным

содержанием золы (около 20% по сравнению с 10-11% для грибов других мест произрастания), Pb (волнушки), Ni (сыроежки), As (свинушки), а также высоким содержанием Ca, Mg, P и K. Грибы, собранные в непосредственной близости от старого полигона складирования фосфогипса, отличаются повышенными концентрациями Pb (подосиновики, подберезовики, сыроежки, свинушки). Территория старого полигона складирования фосфогипса характеризуется высокими концентрациями в грибах Cd (свинушки), Sr и F. В целом уровни аккумуляции F грибами являются крайне низкими, по-видимому, в связи с легкостью фиксации F элементами почвы. Высокие концентрации Sr в грибах отдельных территорий не представляют опасности для здоровья человека, поскольку Sr является не радиоактивным. Загрязнение окружающей среды Pb в районе старого полигона складирования фосфогипса, по-видимому, связано с расположенным рядом предприятием Фрегат, занимающемся утилизацией старых аккумуляторов.

Таблица 2

Безопасные уровни потребления грибов (кг/неделя) в расчете на содержание Cd, Pb, As и Ni

Вид	Cd	Pb	As	Ni
Подосиновик	7,9-24,7	5,4-88,2	4,0-21,4	13,3-43,8
Подберезовик	3,4-8,2	2,6-78,9	6,9-9,3	24,7-29,6
Масленок	14,0	43,0	19,1	14,5
Сыроежка	1,5-24,7	3,9-39,5	13-450	10,8-420
Волнушка	3,1-11,7	3,7-20,5	6,1-225	8,4-350
Свинушка	6,0-21,0	1,1-119	6-29	2,4-28,8

Впервые установлено, что наибольшей экологической изменчивостью элементного состава обладают сыроежки, что предполагает перспективность использования этого вида гриба в экологическом мониторинге (табл.3). Наименьшая экологическая изменчивость элементного состава оказалась характерна для свинушек. По этому показателю волнушки занимают промежуточное положение, причем, минимальная экологическая изменчивость у этого вида грибов наблюдается для Se и F.

Полученные данные впервые дают четкую характеристику отклика различных видов грибов на уровень антропогенной нагрузки и устанавливают в качестве важной характеристики элементного состава грибов- величину экологической изменчивости.

Таблица 3

Особенности экологической изменчивости в содержании золы и накоплении макро- и микроэлементов свинушками, сыроежками и волнушками

Вид	Элементы		
	Минимальная экологическая изменчивость	Средняя экологическая изменчивость	Максимальная экологическая изменчивость
Свинушка	As, Ca, Cd, Cu, I, K, P, Pb, Si, Sn, Zn	F, Na, Se	B, зола, Sr
Сыроежка	Sr	Sn	Cd, Li, Cr, Cu, F, I, P, Se, Si, Zn, V
Волнушка	F, зола, Se	P, Si, Sr, Zn	K, Na, Sn

Литература

1. Ангелов А.И., Левин Б.В., Черненко Ю.Д. Фосфатное сырье. –М.: Недра, 2000.
2. Alfthan, G. A micromethod for the determination of selenium in tissues and biological fluids by single-test-tube fluorimetry//Anal. Chim. Acta-1984-Vol. 65-P. 187–194.
3. Bech J., Suarez M., Reverter F., Tume P., Sanchez P., Roca N., Lan- sac A. Selenium and other trace element in phosphorites: a comparison between those of the Bayovar–Sechura and other provinces//J. Geochem Exploratrion – 2010. – Vol. 107. – P.146–160.

Е.Г. Булаткина¹, В.А. Андрианов², В.Ф.Зайцев³, А.Н. Жителива³
**ОЦЕНКА СЕЗОННОЙ ДИНАМИКИ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ,
ЛИСТЯХ И ДРЕВЕСНОЙ КОРЕ ЧЁРНОГО ТОПОЛЯ (POPULUS
NIGRA) НА РАЗЛИЧНЫХ ТЕРРИТОРИЯХ АРИДНОЙ ЗОНЫ**

E.G. Bulatkina, V.A. Andrianov, V.F. Zaitsev, A.N. Zhiteleva
**SEASONAL DYNAMICS OF METALLS IN LEAVES AND WOOD BARK
OF A BLACK POPLAR IN THE TERRITORIES ARID ZONE**

¹Инженерно-технический центр, ООО «Газпром добыча Астрахань»; 414056, г. Астрахань, ул. Савушкина, 61а; E-mail: BulatkinaKatya@mail.ru

²Астраханский государственный университет, 414000, г. Астрахань, пл. Шаумяна, 1, тел. / факс (8512) 52-49-92, E-mail: andrianov_v.a@mail.ru

³Астраханский государственный технический университет; 414056, г.Астрахань, ул. Татищева, 16, тел: (8512)54-91-03, E-mail: Viacheslav-zaitsev@yandex.ru, anna.zhiteleva@mail.ru

Аннотация. Проведены комплексные экспериментальные работы, которые состояли из натурной оценки почвенно-растительного покрова, отбора почвенных и растительных образцов с последующим количественным химическим анализом на атомно-абсорбционных спектрометрах. Отбор проб почв, листьев и древесной коры чёрного тополя проведён весной и осенью на площадках в пределах санитарно-защитной зоны Астраханского газоконденсатного комплекса и г. Астрахани. Целью работы была необходимость оценки уровня накопления элементов за межсезонный вегетационный период времени на различных территориях. Полученная информация показала, что уровень накопления поллютантов на урбанизированной территории выше, чем на техногенной. Такие токсичные элементы как кадмий, свинец и медь присущи обоим сравниваемым ландшафтам и занимают лидирующие позиции в их загрязнении.

Abstract. Complex experimental field works, which involved natural assessment of soil and vegetable cover, selection of soil and vegetable samples with the subsequent quantitative chemical analysis on nuclear and absorbing spectrometers, are carried out. Sampling of soils, leaves and wood bark of a black poplar is carried out in the spring and in the fall on platforms within a sanitary protection zone of the Astrakhan gas-condensate complex and Astrakhan city. The work was aimed at the assessment of elements accumulation during the interseasonal vegetative period in various territories. The received information showed that the level of pollutant accumulation in the urbanized territory is higher, than in the industrial area. Such toxic elements as cadmium, lead and copper are inherent for both compared landscapes and take the leading positions in accumulative process.

Исследование биохимических процессов в сложных природных системах (почва - древесная кора - листья) обусловлено необходимостью оценки степени негативного воздействия на урбанизированной (г. Астрахань) и техногенной (Астраханский газоконденсатный комплекс - АГК) территориях и в проведении сравнительного анализа этих процессов.

Беспоощадная эксплуатация городской территории создала неустойчивую, уязвимую систему, которая лишилась важных функций самозащиты и противодействия негативным факторам воздействия. Всё это произошло одновременно на фоне ослабления процессов самовосстановления [5].

Многолетний мониторинг металлов: тяжёлых – кадмия, свинца, меди, железа, кобальта, никеля, марганца, хрома и ртути; щёлочноземельных –: стронция, кальция, магния; щелочных элементов - натрия, калия и гидридообразующего элемента - мышьяка свидетельствуют о том, что они в малых количествах являются постоянной, необходимой составной частью почв и в жизнедеятельности растений. Однако накопление их в больших количествах приводит к неблагоприятным последствиям для растений [5].

На урбанизированной и техногенной территориях почвенный и растительные покровы несут обширную информацию по реальному состоянию качества микроэлементного состава экосистемы. Одним из самых оперативных информативных показателей и достоверной диагностикой является «Листовой анализ» растений для разных

уровней эмиссионных нагрузок [1, 4]. Это определяет важность и необходимость иметь экологическую оценку степени загрязнения природных ландшафтов.

Названные экосистемы аридной зоны, испытывают негативный пресс в основном через загрязнение атмосферного воздуха поллютантами за счёт сухих и влажных осадений [3].

Диагностика негативного воздействия загрязнённого атмосферного воздуха на микрокомпонентный состав основных элементов чёрного тополя и почв была определена в активный вегетационный период (сезон май – сентябрь 2014 г.). Межсезонный период составил ~ 124 дня, в течение которого наблюдалась в основном сухая погода, только в начале сентября были обильные осадки, которые несколько исказили процесс накопления за счёт вымывания микроэлементов как из почвенного покрова, так и с поверхности листьев и древесной коры.

Аналитические результаты, используемые в статье, получены путем проведения полевых работ, которые состояли из натурной оценки почвенно-растительного покрова, отбора почвенных и растительных образцов с последующим количественным определением в них элементов на атомно-абсорбционном спектрометре «МГА-915 МД» и ртутном анализаторе «РА-915+» с термоприставкой РП-91С. Аналитическая работа велась по аттестованным методикам: М 04-64-2010, ПНД Ф 14.1:2.253-09.

Образцы листьев и древесной коры (на АГК) отбирались со стороны приоритетных направлений ветров. В нашем случае это восточная, северо-восточная сторона кроны чёрного тополя, как наиболее подверженная возможному влиянию загрязнений от производственной деятельности объектов АГК. Для городской территории ориентация та же. Пробы почвы отбирались методом квартования непосредственно вблизи от корневой системы растения.

В таблице 1 представлены результаты спектрального анализа проб, отобранных на территориях г. Астрахани и АГК с рассчитанными коэффициентами сезонного накопления ($K_{сн}$), который позволяет оценить процесс накопления микроэлементов за наблюдаемый период времени в различных пробах растений и почв.

$$K_{сн} = C_{осень} / C_{весна}$$

Интерпретация данных позволяет свидетельствовать о том, что интенсивность накопления поллютантов на техногенной территории в листьях чёрного тополя (средняя величина коэффициента среднего накопления по всем анализируемым элементам) $K_{сн} = 1,37$ уступает таковой на урбанизированной территории $K_{сн} = 1,48$ у.е., по древесной коре аналогично - $K_{сн} = 1,05$ и $K_{сн} = 1,13$ у.е. соответственно. Такая же картина зафиксирована в почвах - $K_{сн} = 1,24$ и $K_{сн} = 1,41$ у.е. соответственно. Поэлементный разбор более детально фиксирует этот процесс. Так ряды по убыванию величин $K_{с-сн}$ выглядят следующим образом - таблица 2.

Как видно из представленных в таблице данных, ряды элементов на урбанизированной и техногенной территориях различаются. Так, максимальные накопления наблюдается по металлам: Pb, Hg, Fe, Zn и Cu в Астрахани; Fe, Mn, Zn, Pb и Cu на АГК. Средние величины накопления зафиксированы по Cd, Sr, Mn на урбанизированной территории и Sr, Ni, Ca на техногенной территории. Для всех остальных элементов отмечены незначительные и минимальные накопления на сравниваемых природных объектах.

Выводы

Выявлено большее накопление металлов в различных элементах природной среды на урбанизированной территории по сравнению с техногенной. Такие элементы, как свинец, цинк и медь являются основными поллютантами, загрязняющими исследуемые природные ландшафты. Ртуть больше присуща городской территории, а марганец – АГК. Установлено, что такие металлы как кобальт, мышьяк, магний, хром, натрий и калий не накапливаются, и их содержания остаются на низком уровне. Возможно, что соли этих металлов, обладая

Секция 2. Локальные и глобальные проблемы техногенеза биосферы и ее таксонов

хорошей растворимостью, частично были вымыты из листьев, коры и подстилающего почвенного покрова.

Таблица 1

Результаты спектрального анализа образцов листьев, коры чёрного тополя и почвы, отобранных в 2014 г., мг/кг сухого вещества

№ точки	Элемент															
	Cd	Pb	Cu	Zn	Fe	Co	Ni	Mn	Cr	Sr	Ca	Mg	Na	K	As	Hg*
ПДК _п	-/0,5	6,0/32	3,0/33	23/55	-/-	5,0/-	4,0/20	500/-	6,0/-	-	-	-	-	-	2,0	2,1
ПДК _к	-	10,0	30,0	50,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,30	0,050
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
г. Астрахань																
Листья черного тополя (1,48)																
K _{сн}	1,67	1,86	1,46	2,83	2,06	1,33	1,34	1,41	0,89	1,58	1,03	1,10	1,14	1,01	1,06	1,91
Древесная кора чёрного тополя (1,13)																
K _{сн}	1,27	1,20	1,15	1,19	1,19	1,09	1,04	1,18	1,08	1,02	1,13	1,13	1,09	1,02	1,12	1,10
Почва (1,41)																
K _{сн}	1,43	1,44	1,70	1,61	1,15	1,22	1,43	1,54	1,78	1,35	1,34	1,30	1,25	1,32	1,35	1,38
$K_{с-сн} = (1,48 + 1,13 + 1,41) / 3 = 1,34$																
А Г К																
Листья чёрного тополя (1,37)																
K _{сн}	1,12	2,07	1,54	1,49	1,46	0,88	1,12	1,85	0,87	1,79	1,48	1,20	1,40	1,24	1,05	1,48
Древесная кора чёрного тополя (1,05)																
K _{сн}	1,11	1,08	1,11	1,12	1,16	1,09	0,98	1,02	1,02	1,07	1,23	0,89	0,83	1,13	1,03	1,01
Почва (1,31)																
K _{сн}	1,11	1,17	1,68	1,73	2,52	1,06	1,78	1,58	1,12	1,17	1,07	1,13	1,02	1,01	1,03	0,78
$K_{с-сн} = (1,37 + 1,05 + 1,31) / 3 = 1,24$																

Примечания:

1 ПДК (предельно допустимые концентрации) содержания исследуемых металлов в древесной коре на настоящее время не разработаны. Некоторые величины ПДК (для кормов) выбраны из Сан Пин 2.3.2.560-96 Санитарные правила и нормы. Временные гигиенические нормативы содержания некоторых химических элементов в основных пищевых продуктах № 2450-81 МЗ СССР, М., 1982 г.; 2 * - Для определения ртути взяты образцы листьев в суховоздушном состоянии; 3 В строке названия пробы в скобках указана величина коэффициента среднего накопления по всем 16 элементам

Современная техногенная территория, как правило, при определённых условиях, менее поддаётся негативному воздействию за счёт планомерного и поэтапного создания искусственных барьеров, защищающих природные объекты, как уже на стадии проектирования, так и обустройства, особенно это касается многолетней грамотной эксплуатации месторождения углеводородов. Мощное предприятие в состоянии вкладывать большие целевые финансовые ресурсы в наиболее важные природоохранные мероприятия, которые стабилизируют и даже (по некоторым моментам) улучшают состояние окружающей природной среды. Создаётся единое пространство природной среды и разумной производственной деятельности человека. Гармоничное содружество экологии и производства – гарант безопасности жизнедеятельности человеческого общества.

Ряд по убыванию средней величины коэффициента сезонного накопления металлов ($K_{с-сн}$) в элементах природной среды районов АГК и г. Астрахани, 2014 г., у.е.

Оценка коэффициента накопления																
	Максимальное (1,44÷1,71)					среднее (1,21÷1,40)			незнач. (1,11÷1,20)		минимальное (1,00÷1,10)					
АГКМ																
№ поз	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Элемент	Fe >	Mn >	Zn >	Pb =	Cu >	Sr >	Ni >	Ca >	K >	Cd >	Co >	As >	Hg >	Na >	Mg >	Cr
$K_{с-сн}$	1,71	1,48	1,45	1,44	1,44	1,34	1,29	1,26	1,12	1,11	1,01	1,04	1,09	1,08	1,07	1,00
г. Астрахань																
	Максимальное (1,44÷1,50)					среднее (1,21÷1,40)					незначительное (1,11÷1,20)					
Элемент	Pb >	Hg =	Fe >	Zn =	Cu >	Cd >	Sr >	Mn >	Cr >	Ni >	Co >	As =	Mg >	Na >	Ca >	K
$K_{с-сн}$	1,50	1,46	1,46	1,44	1,44	1,38	1,32	1,27	1,25	1,22	1,21	1,18	1,18	1,16	1,13	1,12

Литература

1. Галямова Г.К. Биогеохимическая характеристика состояния некоторых древесных культур г. Усть-Каменогорска // Автореф. на соискание уч. ст. к. б. н. АГТУ - Астрахань, 2014. - 22 с.
2. Кулагин Ю.З. Древесные растения и промышленная среда.- М.: Наука, 1974. - 125 с.
3. Лапаева И.В., Андрианов В.А. Динамические ряды растительности при различных уровнях техногенной нагрузки на АГКМ // Труды ин-та / Астраханский научно-исследовательский проектный институт газа.- Астрахань: НПЦ "Факел", 1999. - С. 263 - 266.
4. Лапаева И.В., Осипов Б.Е. Формирование устойчивых социоприродных ландшафтов на примере АГК // Газовая промышленность. – М., № 4, 2005. - 33 с.
5. Мильчакова О.В., Иванов А.И. Тяжёлые металлы в сельскохозяйственных растениях // Экология и промышленность России, сентябрь 2000.- С. 38 – 40.

УДК: 550.47:550.75:550.462:614.771

Т.В. Пампура¹, Е.Ю. Новенко^{2,3}, Т.А. Владимирова⁴, О.В. Зарубина⁴,
Н.В. Брянский⁴, С.И. Дриль⁴, М. Мейли⁵

**ИСТОРИЯ АНТРОПОГЕННОГО СВИНЦА В АТМОСФЕРНЫХ
ВЫПАДЕНИЯХ И ПОЧВАХ ЗОНЫ ЮЖНОЙ ТАЙГИ ЕВРОПЕЙСКОЙ
ЧАСТИ РОССИИ**

T.V. Pampura, E.Yu. Novenko, T.A. Vladimirova, O.V. Zarubina,
N.V. Bryanski, S.I. Dril, M. Meili

**HISTORY OF ANTHROPOGENIC LEAD IN ATMOSPHERIC
DEPOSITION AND SOILS IN SOUTHERN TAIGA ZONE OF THE
EUROPEAN PART
OF RUSSIA**

¹Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,
Пушино, Россия. E-mail: pampura@mail.ru

²Институт географии РАН, Москва, Россия

³Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, Россия
E-mail: lenanov@mail.ru

⁴Институт геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН, Иркутск, Россия
E-mail: vladimirova@igc.irk.ru, zarub@igc.irk.ru,

⁵Стокгольмский университет, Швеция. E-mail: Markus.Meili@aces.su.se

Аннотация. История атмосферных выпадений свинца на протяжении 5000 лет реконструирована на основе анализа содержания и изотопного состава металла в датированной (¹⁴C, ²¹⁰Pb, ¹³⁷Cs) торфяной толще верхового болота, расположенного на территории Центрально-лесного государственного природного биосферного заповедника (ЦЛГЗ), зона южной тайги, Тверская область, Россия. Максимум выпадений, превышающий естественный уровень в 270 раз, приходился на вторую половину XX века. Основными источниками антропогенного свинца были автотранспорт и добыча местного бурого угля. В течение двух последних десятилетий, после закрытия угольных шахт и запрещения этилированного бензина, выпадения свинца сократились 5 раз. Поступление антропогенного свинца привело к заметному увеличению концентрации и изменению изотопного состава свинца в богатой органическим веществом перегнойно-глеевой почве ЦЛГЗ. Влияние антропогенной добавки менее ощутимо в дерново-подзолистой почве заповедника на фоне более высокого содержания минеральной составляющей почвы и связанного с ней литогенного свинца.

Abstract. The history of lead deposition over 5000 years has been reconstructed using Pb content and isotopic composition in a dated (¹⁴C, ²¹⁰Pb, ¹³⁷Cs) peat profile from an ombrotrophic bog located in the Central Forest State Natural Biosphere Reserve, zone of southern taiga, Tver region, Russia. Maximum deposition of Pb, 270 times exceeding the natural level, fell on the second half of the XX century. The main sources of anthropogenic Pb were road traffic and local production of brown coal. Over the past two decades, lead deposition decreased 5 times after closure of coal mines and the ban of leaded gasoline. In a neighboring forest, deposition of anthropogenic lead was traced as a marked increase in concentration and a change in the isotopic composition of lead in the organic humus-gley soil. The impact of anthropogenic lead was less pronounced in sod-podzolic soil because of higher mineral content and associated lithogenic/natural lead.

Специфический изотопный состав рудных минералов свинца позволяет отличать естественный свинец, характерный для пород и почв того или иного района, от антропогенного свинца атмосферных выпадений, и иногда даже проследить его источник. Установленным фактом является доминирующая роль антропогенного свинца в современных атмосферных выпадениях даже в удаленных от промышленных центров уголках планеты. Этому вопросу посвящено огромное количество публикаций, особенно в Европе и Северной Америке, однако исследования в нашей стране единичны [1]. В отношении масштабов загрязнения почв мнения расходятся. Согласно одним исследованиям, антропогенный свинец доминирует в органических горизонтах почв лесных почв Америки и Северной Европы, причем концентрации его в сотни раз

превышают "доантропогенные", согласно другим - содержания и изотопный состав свинца сельскохозяйственных почв Европы контролируются скорее естественными факторами, такими как геологическое строение и климат.

Целью нашей работы было проследить взаимосвязь между историей атмосферных выпадений свинца с одной стороны и его содержанием и источниками в почвах с другой на примере заповедной территории в зоне южной тайги Европейской части России.

Нами были изучены: (1) архив атмосферных выпадений - разрез торфа верхового болота Старосельский Мох, и (2) расположенные неподалеку почвы Центрально-лесного государственного природного биосферного заповедника ЦЛГЗ (зона южной тайги, Нелидовский район, Тверская область, Россия).

В строении торфяной залежи выделяются горизонты низинного (460-520 см), переходного (420-460 см) и верхового (0-420 см) торфа, сформировавшиеся в результате изменения водно-минерального питания болота. Ниже 520 см залегает слой гиттии. Источником свинца в верховой части торфяной залежи (возраст в ее нижней части составляет ~ 5000 лет) являются исключительно атмосферные выпадения, поэтому она рассматривалась как архив для исторической реконструкции атмосферных выпадений свинца в данной местности. Верхняя часть торфяного профиля была датирована с помощью радиоактивных изотопов ^{210}Pb и ^{137}Cs , более древние слои торфа - радиоуглеродным методом.

Разрезы заповедных почв расположены неподалеку от болота Старосельский Мох. Выбраны достаточно контрастные почвы, сформировавшиеся в автономной и подчиненной позициях ландшафта - дерново-подзолистая почва на вершинной поверхности моренной гряды и перегнойно-глеевая гидроморфная почва в седловине между двумя холмами моренной гряды.

Элементный анализ и определение изотопного состава свинца в почве, торфе и местном буром угле проводили после полного разложения проб на приборах ICPMS NexIon, ин-т. Геохимии СО РАН, г. Иркутск (почвы) и ICPMS Agilent 7500, МГУ им. М.В. Ломоносова, г. Москва (торф, уголь).

Свинец в торфе. На территории ЦЛГЗ основными наиболее вероятными источниками антропогенного свинца до недавнего времени были автомобильный этилированный бензин и бурый уголь, добываемый в шахтах г. Нелидово. Изотопный состав свинца торфа по всему разрезу является менее радиогенным, чем состав свинца местных изученных почв и бурого угля, близок к составам свинца московских аэрозолей и российского бензина 1994 г. [2] и фактически перекрывается с ними в верхней части профиля (Рис.1а, б). При этом изотопный состав доантропогенных выпадений и современных отличается незначительно. В этом случае для определения антропогенной составляющей более показательным оказалось изменение во времени содержаний валового свинца. Анализ показал, что максимум выпадений, превышающий естественный доантропогенный уровень в 270 раз, приходился на вторую половину XX века и совпадал по времени с развитием угледобывающей промышленности в Нелидовском районе, с наибольшим объемом добычи угля в 1975 г. Эти же годы характеризовались максимальным количеством автотранспорта, использующим этилированный бензин. Резкое уменьшение выпадений свинца отмечается после закрытия последней угольной шахты в Нелидово (1996 г.) и запрещения использования этилированного бензина сначала в крупных городах (с 1993 г. в Москве), а потом и во всей России (2003 г.). Несмотря на уменьшение современных выпадений свинца в 5 раз по сравнению с довоенным периодом и 70-ми годами двадцатого века, их уровень по-прежнему превышает естественный более чем в 50 раз (0.03 мг/м²/г. около 4000 лет назад и 1.57 мг/м²/г. в 2013 г.). Наблюдаемые изменения хорошо согласуются с данными по эмиссии свинца в России и Европе с 1955 г по 1995 и прогнозом на 2010 год [3] и с данными по атмосферным выпадениям в Восточной Европе за последние 300 лет, полученных при исследовании ледника Белуха на Алтае [1].

Свинец в почвах. Содержащийся в почве свинец подразделяется на "литогенный", содержащийся в минеральной матрице и унаследованный от почвообразующих пород, и "атмосферный", выпавший с атмосферными осадками, в наше время в основном антропогенный. Биогенное перераспределение свинца по профилю почв считается незначительным, в силу низкой способности металла накапливаться в тканях растений.

По изотопному составу наименее радиогенными значениями характеризуется свинец торфа, как современный, так и доантропогенный. Более радиогенные изотопные отношения наблюдаются для свинца перегнойно-глеевой почвы, затем следует свинец дерново-подзолистой почвы, и частично перекрывается с ним свинец бурых углей (Рис. 1а, б). Особенностью распределения свинца в профиле почв (Рис. 1в) является резкое возрастание его концентрации в нижних горизонтах профилей (в горизонте В дерново-подзолистой и в горизонте G2 перегнойно-глеевой почвы), что связано с литологической неоднородностью почвообразующих пород. В верхних 50 см почвенных разрезов наблюдается возрастание концентраций свинца к поверхности, что скорее всего объясняется поступлением атмосферного антропогенного свинца. Однако нужно отметить, что в случае перегнойно-глеевой почвы особенно резкое возрастание концентрации в верхних 20 см связано с резким уменьшением вверх по профилю объемного веса почвы верхних гумусовых горизонтов. Тем не менее, изотопный анализ свинца показывает, что отношения $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ и $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ смещаются в верхних 20 см перегнойно-глеевой почвы в сторону отношений, характерных для современных атмосферных выпадений, реконструированных по верхним горизонтам торфа соседнего болота Старосельский Мох. В верхних 50 см дерново-подзолистой почвы наблюдается максимум концентраций на глубине 15 см. Возможная причина его появления - миграция антропогенного атмосферного свинца попавшего в почву в период максимальных атмосферных выпадений в 70-е годы XX века. Принимая за год с максимальной антропогенной нагрузкой 1975-й, получим скорость миграции антропогенного свинца в этой почве порядка 0.4 см/г., что согласуется с нашими данными по миграции свинца в дерновой придорожной почве Тульской области. В отличие от перегнойно-глеевой почвы, достоверного сдвига изотопного состава свинца в верхней части профиля дерново-подзолистой почвы к составам "атмосферного" свинца не происходит. Это обусловлено более высоким содержанием минеральной составляющей и связанного с ней литогенного свинца исходных почвообразующих пород в верхних горизонтах профиля в дерново-подзолистой почвы по сравнению с перегнойно-глеевой (Рис. 1г).

Работа выполнена при поддержке Российского Фонда Фундаментальных Исследований, грант № 13-05-00958а. Авторы выражают благодарность Ладонину Д.В. (МГУ, Москва) за помощь в аналитических работах и Козлову Д.Н. (Почвенный институт им. В.В. Докучаева) за помощь в проведении полевых работ.

Литература

1. Eichler A., Tobler L., Eyrikh S., Gramlich G., Malygina N., Papina T., Schwikowski M. Three Centuries of Eastern European and Altai Lead Emissions Recorded in a Belukha Ice Core // Environ. Sci. Technol. - 2012, -Vol. 46, - P. 4323–4330.
2. Mukai H., Machida T., Tanaka A., Yelpatievskiy P.V., Uematsu M. Lead isotope ratios in the urban air of eastern and central Russia // Atmospheric Environment. - 2001. -Vol. 35. - P. 2783-2793.
3. Pacyna J.M., Pacyna E.G. Atmospheric emissions of anthropogenic lead in Europe: improvements, updates, historical data and projections // GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Geesthacht. -2000. -36 p.

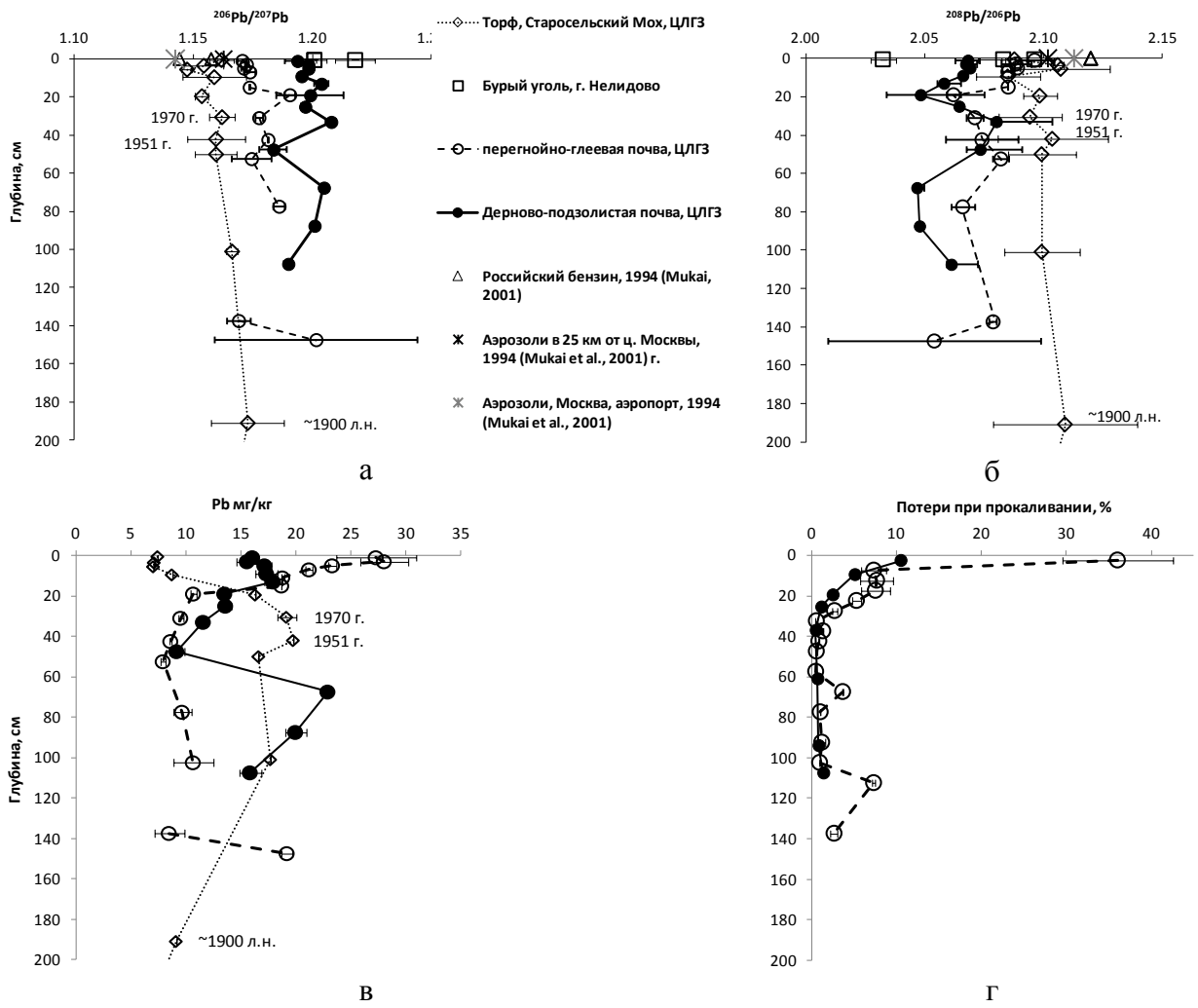


Рис. 1. Изотопный состав свинца (а, б), содержание свинца (в) торфе и почвах и потери при прокаливании при 550°C (г) в почвах ЦЛГЗ. Даты на рисунках относятся к датированным слоям торфа.

**Н.В. Барановская¹, Т.А. Перминова^{1,2}, Л.П. Рихванов¹, Б. Ларатт²
БРОМ В ПРИРОДНЫХ ОБЪЕКТАХ В УСЛОВИЯХ ТЕХНОГЕНЕЗА**

**N.V. Baranovskaya, T.A. Perminova^{1,2}, L.P. Rikhvanov¹, B. Laratte²
BROMINE IN NATURAL OBJECTS IN CONDITIONS OF
TECHNOGENESIS**

¹Национальный Исследовательский Томский Политехнический Университет

²Технологический Университет Труа, г. Труа, Франция

E-mail: tatianap1991@yandex.ru

Аннотация. В статье обсуждается вопрос о содержании и распределении брома в природных объектах в условиях техногенеза. Содержание данного элемента зависит от многих факторов, в том числе и от его поступления из внешней среды. Значительное влияние на содержание брома в природных объектах оказывают различные предприятия, в том числе нефтехимического профиля, а также ядерно-топливного цикла. Принимая во внимание тот факт, что высокое содержание брома может вызвать токсичность и таким образом, представлять опасность для окружающей среды и человека, его изучение является необходимым.

Abstract. In the paper, the content and distribution of bromine in natural objects in the conditions of technogenesis is discussed. The content of this element depends on many factors, namely its intake from external environment. Significant impact on the bromine content in natural objects is provided by different enterprises, including petrochemical industry, as well as enterprises of nuclear fuel cycle. Taking into account the fact that high levels of bromine can cause toxicity, and thus pose a danger to the environment and human, it is necessary to study this element.

Введение

Бром относится к группе галогенов, включающей помимо самого элемента также йод, хлор и фтор. В природе существуют два стабильных изотопа брома: Br^{81} и Br^{79} , а также 30 изотопов, полученных искусственным путем, среди которых Br^{82} являющийся самым долгоживущим с периодом полураспада 35,3 ч [6]. Запасы брома в природе практически не ограничены и, в большей степени, находятся в морской воде, природных рассолах, соляных озерах, а также в глубинных водах нефтяных месторождений [4]. Именно поэтому его содержание в объектах приморских областей значительно выше, чем в континентальных [3]. Так, [9] отмечает, что содержание брома в наземных растениях составляет $9,4 \cdot 10^{-5}\%$ - $1,9 \cdot 10^{-3}\%$, а в морских - $5,35 \cdot 10^{-2}\%$, а [7] о том, что в наземных животных организмах содержится $2,5-4 \cdot 10^{-5}\%$, тогда как в морских $4 \cdot 10^{-3}\%$.

Бром поступает в организм, в основном, с продуктами питания, а также воздухом, а выводится мочой, калом, слюной и молоком. Согласно [8], в продуктах питания может содержаться от 0-260 мг/кг брома, при этом основным его источником в питании человека является поваренная соль [4]. Другим важным источником поступления брома в организм является метилбромид и другие соединения брома, используемые для фумигации почвы, зерна и плодов [6]. Например, в Иордании в почвах без добавления фумигантов максимально было обнаружено 15,4 мг/кг брома, с использованием 61,9 мг/кг, в бобах - 6,1 и 13,3 мг/кг, в огурцах - 3,7 и 17,3 мг/кг, в помидорах - 5,2 и 12,7 мг/кг соответственно [16].

Потребление брома в разных странах варьируется, и зависит, в первую очередь, от географического положения. Так, в Германии ежедневное потребление брома с пищей составляет 2,5 мг/кг в день, в Китае - 5,4, в США - 2-8 [14], а в Японии - 8-12 мг/кг [15], при этом максимальное допустимое потребление - 1 мг/кг в день согласно Всемирной Организации Здравоохранения.

Бром является токсичным элементом, что было доказано лабораторными исследованиями. ЛД50 для мышей - 5020 мг/кг [21], для крыс - 3500 мг/кг [19]. Бром не является канцерогенным элементом, за исключением его некоторых соединений.

Согласно [20] бром приводит к высокому риску для здоровья человека, участвуя в появлении и развитии различных болезней. Высокие концентрации брома могут быть связаны с такими заболеваниями как уремия [17], дилатационная кардиомиопатия [12], рак молочной железы, болезнь Альцгеймера [12]. Он, также, может способствовать развитию камней в почках [18]. Кроме того, нарастающая проблема дефицита йода, наблюдающаяся во многих районах России и зарубежья, может быть напрямую связана с поступлением брома в окружающую среду: повышенное поступление брома в организм снижает количество йода в щитовидной железе [4].

Основными антропогенными источниками брома являются выхлопные газы от транспорта, сжигание биомассы, фумиганты, деятельность химических и нефтехимических предприятий, а также предприятия ядерно-топливного цикла [1,11] Техногеохимия брома изучена недостаточно и требует специальных исследований. Поскольку на территории Томской области сосредоточено большое количество предприятий, являющихся потенциальными источниками данного элемента (таких как ТНХК – переработка нефти; ТЭЦ – сжигание угля; сельхозпредприятия – использование торфа и т.д.), вопрос о поступлении и накоплении брома в различных объектах окружающей среды является актуальным. Юг Томской области, где расположена Северная промышленная зона, включающая около 33 предприятий разного профиля, в том числе крупнейшие в России Томский Нефтехимический (ТНХК) и Сибирский химический комбинаты (СХК), является формирующейся бромной субпровинцией [2].

Материалы и методы

Пробы почвы и растительности, отобранные и подготовленные с 1989 по 2009 года, а также биопсийный материал (по 200 - 300 мг), отобранный в сотрудничестве с сотрудниками СибГМУ, были проанализированы инструментальным нейтронно-активационным анализом на базе исследовательского ядерного реактора в ядерно-геохимической лаборатории кафедры геоэкологии и геохимии Национального исследовательского Томского политехнического университета.

Результаты

В таблице 1 представлено среднее содержание брома в почве, растительности Томской области и их сравнение с литературными данными.

Таблица 1

Среднее содержание брома в растениях и почвы Томской области, мг/кг

Объект		Район	Среднее содержание, мг/кг	Литературные данные, мг/кг [6]
растительность	листья тополя	Томский	18,3	40
		Асиновский	2,3	
	брусника обыкновенная	Молчановский	9,8	
		Зырянский	4,95	
	лабазник	Томский	16,5	
	клюква	Зырянский	4,2	
Томский		3,5		
почва		Асиновский	22,3	
		Бакчарский	39,4	
		Верхнекетский	13,4	
		Кожевниковский	29,8	
		Зырянский	27,8	
		Первомайский	15,6	
		Томский	13,7	
		Чаинский	16,4	

Обогащение верхних горизонтов почв бромом происходит, как правило, за счет атмосферных осадков. Содержание брома в растительных организмах не зависит ни от его содержания в почвах, ни от типа почв, ни от величины рН. Однако, растения легко извлекают бром из почв, обогащенных им. Некоторые авторы отмечают, что бром поступает в растения из атмосферного воздуха.

Согласно представленной таблице, средние содержания, как по растительности, так и по почве не превышают значения, указанные в литературных источниках. Однако, больше всего брома наблюдается в Томском районе относительно других территорий по всем видам, за исключением клюквы. В почве же наибольшая концентрация брома была обнаружена в Бакчарском районе.

Содержание брома в организме человека не связано ни с половой, ни с возрастными характеристиками. Кроме того, нет отдельного органа – накопителя брома в организме. Повышенные содержания брома обычно отмечаются в щитовидной железе и крови. Среднее содержание наблюдается в печени, селезенке, надпочечниках, корковом слое почек, а также в периферических нервах и гипофизе. Меньше всего брома было, как правило, в мышечной ткани [4].

Как уже отмечалось, в прибрежных районах отмечается большее количество брома, чем в континентальных, что ярко видно при сравнении Томской области с городом Новороссийском (рисунок 1).

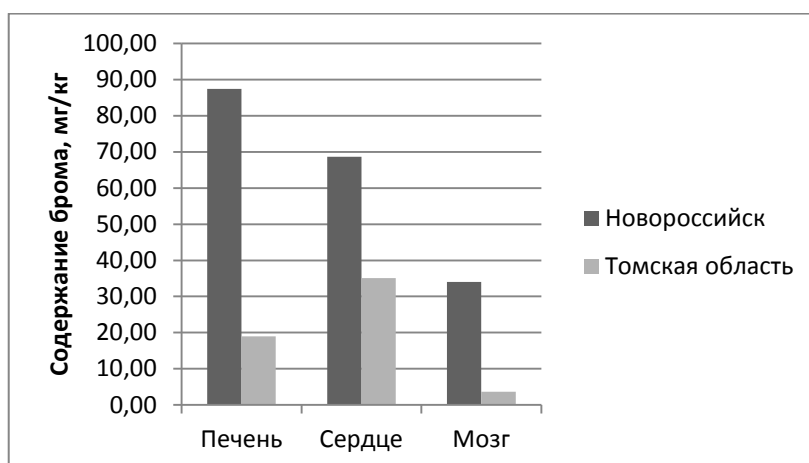


Рис. 1. Содержание брома в органах человека Томской области и города Новороссийска, мг/кг

Из рисунка видно, что содержание брома в органах жителей Новороссийска значительно выше, чем в Томской области, что можно объяснить географическим расположением территории, а следовательно, поступлением в организм жителей морских продуктов, обогащенных бромом.

Результаты, полученные по Томской области, показывают особую специфику данной территории (рисунок 2).

Содержание брома в головном мозге и печени жителей Томской области совпадает с литературными данными, в селезенке и мышцах эти различия также не значительны. Однако, в щитовидной железе, сердце и легких содержания брома превышает литературные показатели. Особенно выделяются повышенные содержания брома в аорте, которые превышены более, чем в 15 раз. Превышение нормальных уровней брома в щитовидной железе, сердце и аорте может быть напрямую связано с возникновением и развитием заболеваний щитовидной железы, а также сердечно-сосудистой системы, которые распространены на территории Томской области.

Сравнение содержания этого элемента в волосах жителей г. Томска по имеющимся данным за 1992 год с полученными нами (2001) показало, что происходит его накопление (рисунок 3).

По данным наших исследований, на территориях, имеющих повышенную антропогенную нагрузку, количество брома в крови и волосах человека значительно повышено, по сравнению с теми данными, которые приведены в литературе [4].

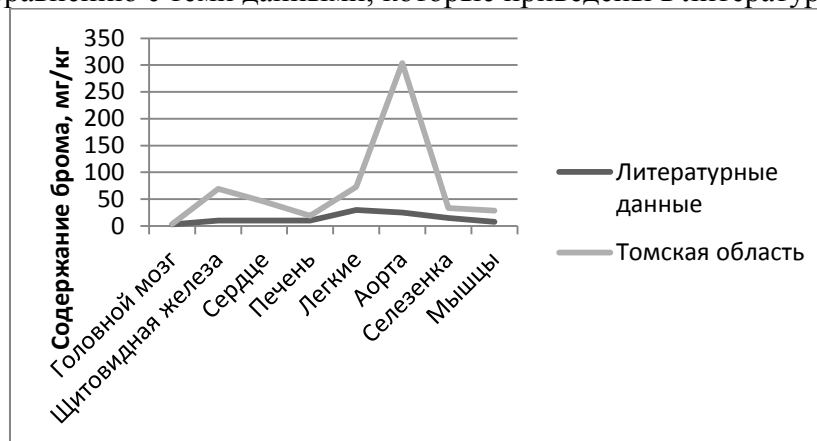


Рисунок 2. Содержание брома в органах человека Томской области и их сравнение с литературными данными, мг/кг [8,10].

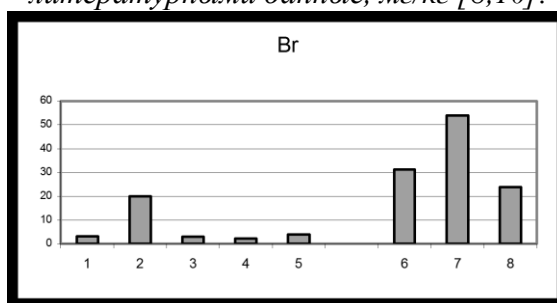


Рисунок 3. Изменение содержания брома в составе волос жителей г.Томска: 1 – 5 за 1992 год, 6 – 8 – за 2001 год.

По результатам проведенных исследований можно сказать, что в южной части Томской области формируется специфическая бромная биогеохимическая провинция, обусловленная работой предприятий города Томска и Северного промышленного узла (Томский нефтехимический комбинат, ТЭЦ работающие на угле и др.). По мере приближения к центру промышленной зоны (ТНХК – СХК) концентрация брома увеличивается. Накопление его в живых организмах связано с путями поступления и формами нахождения.

Кроме того, нами было отмечено, что происходит изменение отношения этого элемента к натрию в волосах детей юга Томской области по удаленности от основных объектов техногенного воздействия (рисунок 4).

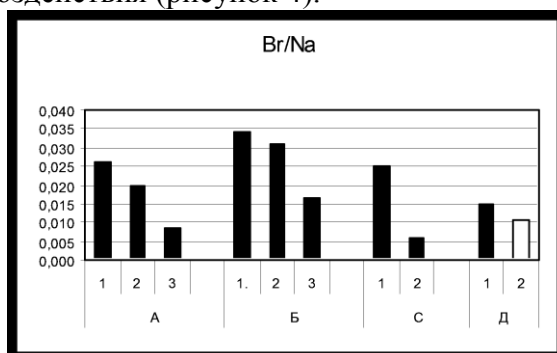


Рисунок 4. Изменение значения бром – натриевого отношения в волосах детей по зонам : А – северо – восточное, Б – северо – западное, С – юго – восточное, Д – юго – западное (1) и южное (2), являющееся контролем. 1 – 3 – ближняя, средняя и дальние зоны каждого направления соответственно.

Весьма показательной является величина бром-уранового отношения. По этому индикаторному отношению достаточно четко фиксируется зона пониженного отношения ($\text{Br}/\text{U} < 90$), которая практически полностью совпадает с ореолом загрязнения почв по ^{137}Cs . Это отношение было рассмотрено в связи с ранее высказанным предположением о возможном поступлении брома с предприятий СХК, поскольку данный элемент присутствует в цепочках радиоактивного распада. Аналогия накопления этих элементов была отмечена ранее по работам Н.С. Москвитиной, для почек мелких млекопитающих в зоне влияния СХК [2].

Таким образом, проведенные на территории Томской области исследования показали, что данный регион отличается спецификой накопления брома в природных средах и живых организмах. Значительная доля в формировании данной специфики принадлежит техногенному фактору, оказывающему влияние на проявленность бромной провинции в элементном составе организма человека, что может способствовать возникновению патологических состояний.

Литература

1. Адам А.М. Экология Северного промышленного узла г. Томска. Проблемы и решения / под ред. А.М. Адама. – Томск: Изд-во ТГУ, 1994. – 260 с.
2. Барановская Н.В. Элементный состав биологических материалов и его использование для выявления антропогенно – измененных территорий (на примере южной части Томской области)/ Дисс. на соискание уч. ст. к.б.н. - Томск: ТПУ, 2003. - 209 с.
3. Барановская Н.В. Сравнительная характеристика региональных особенностей элементного состава органов человека (на примере Краснодарского края и Томского района) / Н.В.Барановская, В.А.Алексеевко, Л.П.Рихванов, Т.Н.Игнатова // Геохимия биосферы: сборник материалов и тезисов IV Международного совещания, Новороссийск, 26-30 мая 2008 г. – Новороссийск, 2008. – С. 225-230.
4. Верховская И.Н. Бром в живом организме и механизм его действия. – М. : АН СССР, 1962. – 602 с.
5. Войнар А.И. Биологическая роль микроэлементов в организме животных и человека. – М.: Наука, 1960. – 497 с.
6. Кабата – Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях.- М.: Мир, 1989. – 439 с.
7. Перельман А.И. Геохимия ландшафта и проблема эволюции нервной системы // Вестник Московского Университета. Серия география. – 1979. – №. 2. – С. 20–26.
8. Полянский Н.Г. Аналитическая химия элементов. Бром. – М.: Наука, 1980.- 248 с.
9. Розен Б.Я. Геохимия брома и йода. – М.: Недра, 1970. – 143 с.
10. Росляков Н.П. Биологическая роль микроэлементов – М. 1983. – С. 211-217
11. Рихванов Л.П., Язиков Е.Г., Сухих Ю.И., Барановская Н.В. и др. Эколого-геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения. – Томск: Курсив, 2006. – 216 с.
12. Bumbalova A. Multielement XRF-analysis of blood from patients with dilated cardiomyopathy / A. Bumbalova, E. Havranek, M. Harangozo et al. // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Letters. – 1991. – Vol.153, No. 4. – P. 257–265.
13. Ehmman W. D., Vance D. E. Studies of trace element involvement in human disease by in vitro activation analysis // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles. – 1996. – Vol.203, No. 2. – P. 429–445.
14. Hou X. A study of six elements daily dietary intake of Chinese people / X.Hou, Y. Zhang, C. Chai et al. // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 1997. – Vol. 222. – P. 165-170.
15. Matsuda R, Sasaki K, Saito Y. Determination of total bromine in foods by ECD gas chromatography (in Japanese with English abstract) // Bulletin of National Institute of Health Sciences. – 1994. – Vol.112. – P. 108–111.

16. McCall S. Bromine is an essential trace element for assembly of collagen IV scaffolds in tissue development and architecture / S. McCall, C. Cummings, G. Bhavé et al. // *Cell*. – 2014. – Vol.157. – P. 1380–1392.
17. Nazer I.K. Bromine residues in the soil and fruits of certain crops after soil fumigation with methyl bromide / I. K. Nazer, A. B. Hallak, W. L. Abu-Gharbieh et al. // *Journal of Radioanalytical Chemistry*. – 1982. – Vol. 74, No. 1. – P. 113–116.
18. Pehrsson S., Lins L. The role of trace elements in uremic heart failure // *Nephron*. – 1983. – Vol. 34, No. 2 – P. 93–98.
19. Sarmani S., Kuan L.L., Bakar A.A. Instrumental neutron activation analysis of kidney stones // *Biological Trace Element Research*. – 1990. – Vol. 26-27. – P. 497–502.
20. Smith P.K., Hambourger W.E. Antipyretic toxic effects of combinations of acetanilide with sodium bromide and with caffeine // *Journal of Pharmacology and Experimental Therapeutics*. – 1925. – Vol.55. – 200 p.
21. Valdés A. Elemental concentrations of ambient particles and cause specific mortality in Santiago, Chile: a time series study / A. Valdés, A. Zanobetti, J. Halonen // *Environmental Health*. – 2012. – Vol. 11. – 82 p.
22. Voss E., Haskell A.R., Gartenberg L. Reduction of tetramine toxicity by sedatives and anticonvulsants // *Journal of Pharmaceutical Sciences*. – 1961. – Vol.50. – P. 858–860.

Д.В. Наркович, Н.В. Барановская

ЭЛЕМЕНТЫ-ИНДИКАТОРЫ ТЕХНОГЕНЕЗА В ВОЛОСАХ ДЕТЕЙ

D.V. Narkovich, N.V. Baranovskaya

ELEMENTS-INDICATORS OF TECHNOGENESIS IN CHILDREN'S HAIR

Национальный исследовательский Томский политехнический университет

E-mail: shvezova_d@mail.ru

Аннотация. В статье показано, что волосы человека способны депонировать химические элементы в своей структуре и поэтому являются достаточно информативным биоматериалом для эколого-геохимических исследований. Установлено, что элементный состав волос человека отражает влияние техногенеза на территории проживания. Выявлены химические элементы и их соотношения, являющиеся индикаторными.

Abstract. The article shows that human hair can deposit elements in its structure, and therefore are sufficiently informative biomaterials for ecological and geochemical studies. It was found that the elemental composition of a human hair on the territory of residence reflects the influence of technogenesis. Chemical elements and their relations, which are the indicators, are revealed.

Волосы человека являются депонирующей средой, в их структуре химические элементы могут накапливаться в высоких концентрациях. Дополнительными преимуществами этого материала в эколого-геохимических исследованиях территорий со сложными процессами природно-техногенной трансформации, являются простота отбора проб и легкая подготовка их для анализа. Выявление и использование элементов-индикаторов геохимических аномалий по данным состава волос населения позволяет устанавливать техногенные геоэкологические особенности локальных территорий.

В данной работе фактическим материалом выступают образцы волос детей, проживающих на территории Томской области. Общее количество проб составляет 534. Отбор проб проводился у разнополых детей (1–18 лет) в определенный сезон года (осенью) и первой половине дня, что позволило исключить физиологические колебания в накоплении химических элементов. В выборку включались дети, не имеющие отклонений по медицинским показателям, родившиеся в данном населенном пункте.

Отбор проб волос и их предварительная подготовка проводилась в соответствии с рекомендациями МАГАТЭ [1].

Элементный состав волос детей был определен инструментальным нейтронно-активационным анализом, выполненным в ядерно-геохимической лаборатории Томского политехнического университета на базе научно-исследовательского ядерного реактора (аналитик с.н.с. А.Ф.Судыко). Определение изотопов плутония производилось альфа-спектрометрическим методом с радиохимическим выделением по методикам ВИМС в лаборатории экологической радиологии Института экологических проблем Севера УрО РАН, г. Архангельск.

Территория Томской области, где проводились исследования, весьма разнородна по степени техногенного воздействия, что обусловлено неравномерностью размещения предприятий и разнородностью поставляемых в окружающую среду химических компонентов.

Отдельное место в структуре Томской области занимает Томский район. На его территории в зоне Северного промышленного узла (СПУ) сосредоточена основная масса промышленных предприятий, среди которых предприятия агропромышленного и топливно-энергетического комплексов, крупнейший в стране нефтехимический комбинат (ТНХК), предприятие ядерно-топливного цикла – Сибирский химический комбинат (СХК) [2]. Наибольшему техногенному влиянию здесь подвержены г. Северск и населенные пункты, находящиеся в северо-восточном направлении от СПУ – это зона ветрового переноса веществ с территории СПУ (предприятия СХК, ТНХК и ряд других) и от предприятий г. Томска, о чем свидетельствуют данные различных исследователей [3–11].

Анализ уровней содержания и специфики распределения радиоактивных (Th, U, Pu) элементов на территории Томского района позволяет считать их наиболее яркими индикаторными элементами для выявления зон влияния ядерного техногенеза.

Высокий уровень накопления урана в составе волос детей установлен в п. Орловка, Самусь, Черная Речка (Юкса), Георгиевка и г. Северск – населенных пунктах, в той или иной степени подверженных влиянию Сибирского химического комбината. Малоизученным является факт накопления этого элемента в волосах детей поселка Новоархангельск (рис. 1). Наиболее вероятно предположить факт проявления природных аномалий, имеющих место на данной территории. В целом, в зонах техногенного воздействия уровни среднего накопления элементов, как правило, выше, чем на территориях с природными аномалиями.

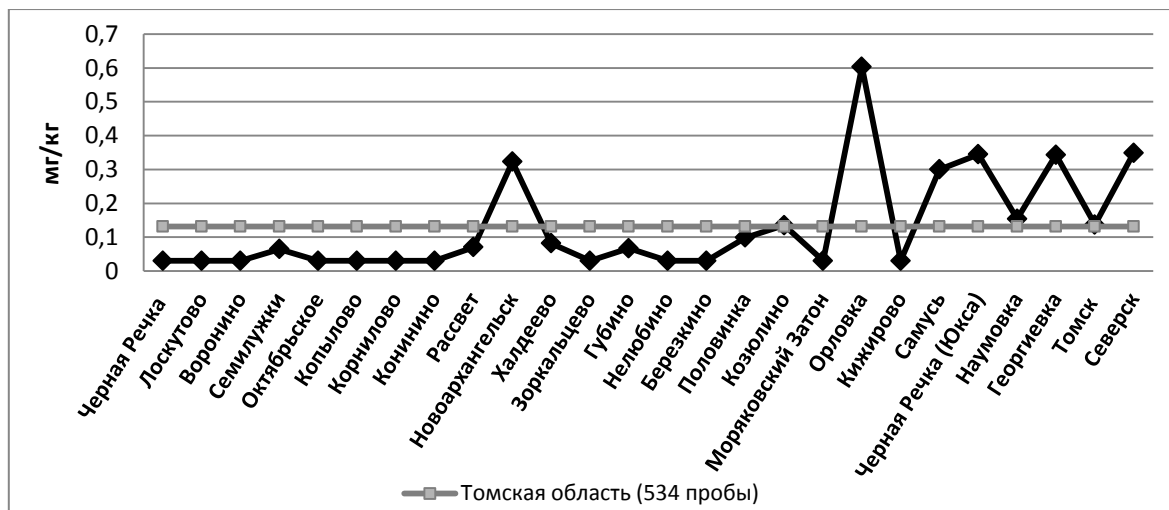


Рис. 1 Содержание U в волосах детского населения различных населенных пунктов Томского района (мг/кг сухого веса, логарифмическая шкала)

Содержание тория в волосах детей на территории Томского района имеет максимум в п. Моряковский Затон (рис. 2) и достигает средних значений 2,4 мг/кг сухого веса. Вероятнее всего, здесь проявляется комплексное природно-техногенное влияние, обусловленное как проявлениями циркон-ильменитовых песков вблизи поселка, так и функционированием в данном населенном пункте стекольного завода, использовавшего для своей работы пески туганского типа. Следует отметить, что эта биогеохимическая специфика Моряковского Затона отмечается по всем природным средам, изучаемым сотрудниками кафедры геоэкологии и геохимии ТПУ (накипь питьевых вод, пылеаэрозоли и др.). Также превышения содержания тория в волосах над среднеобластным уровнем отмечаются для проб из н.п. Георгиевка и Наумовка, находящихся по направлению преобладающих ветров со стороны Сибирского химического комбината.

Для оценки факторов окружающей среды важным оценочным показателем является торий-урановое отношение. Среди районов области Томский район имеет самый высокий показатель торий-уранового отношения (рис. 3).

Характер накопления радиоактивных элементов в волосах детей из 121 изученных населенных пунктов Томской области показан на рис. 5. В большинстве поселков эти элементы накапливаются в волосах в незначительных концентрациях, и показатель торий-уранового отношения имеет низкие значения (I группа населенных пунктов на рис. 4).

Ториевая природа, как уже отмечалось ранее, характерна для волос детей из населенного пункта Моряковский Затон (рис. 4).

Вторая группа населенных пунктов характеризуется более высоким содержанием в пробах урана. Урановая специфика волос детского населения отмечается в пос. Высокое и Подольск Зырянского района, пос. Бородинск Бакчарского района, пос. Каргасок Каргасокского района (II группа, рис. 4).

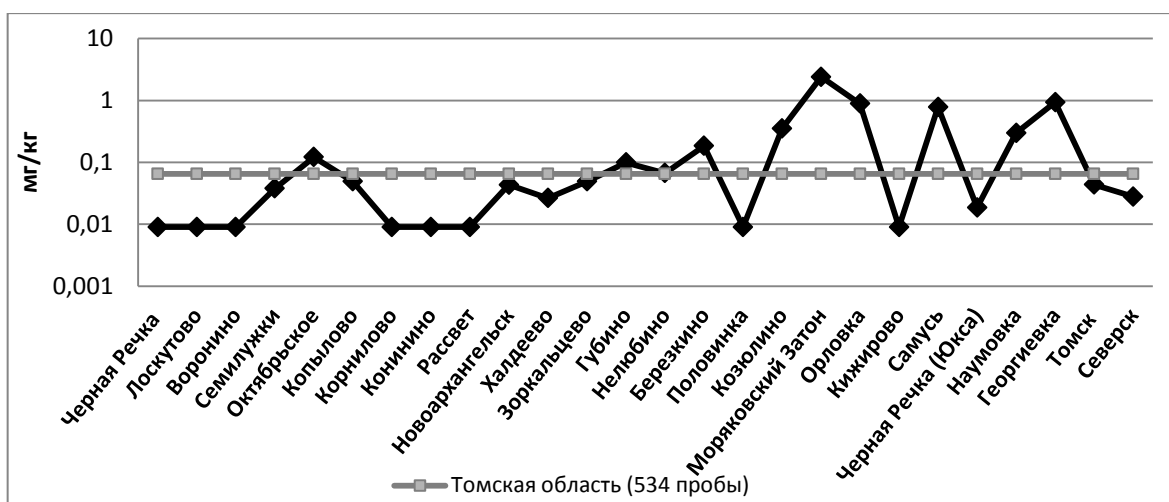


Рис. 2 Содержание Th в волосах детского населения различных населенных пунктов Томского района (мг/кг сухого веса, логарифмическая шкала)

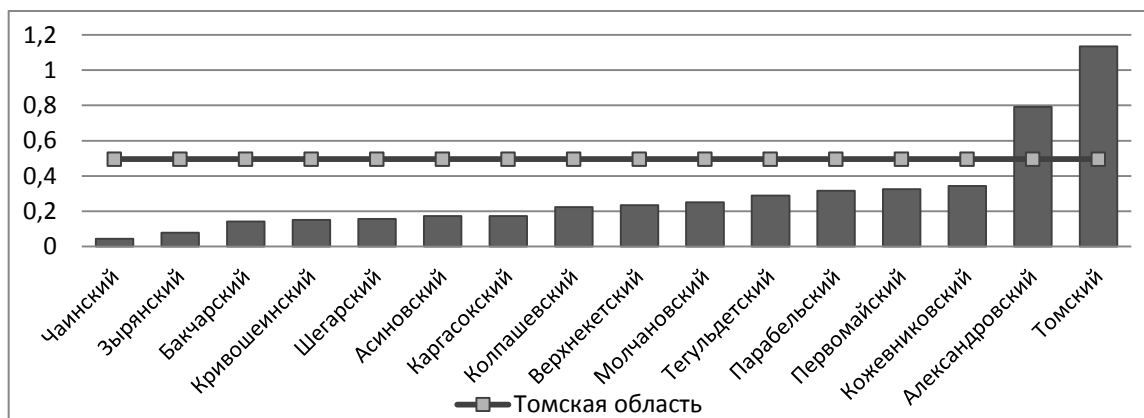


Рис. 3 Показатель Th/U в волосах детского населения в районах Томской области

Выявленный характер накопления радиоактивных элементов во второй группе поселков, вероятнее всего, отражает природные геохимические аномалии локального характера.

Так, на территории Бакчарского района накопление урана в составе волос детей происходит в западной части района на границе железорудного бассейна. Высокие концентрации урана также характерны для зоны контакта с нефтегазоносными структурами на севере Томской области (п. Каргасок) [12].

Населенные пункты, находящиеся в зоне воздействия СХК имеют более высокий уровень накопления тория в сравнении с остальными поселками (за исключением н.п. Моряковский Затон). Они выделены в отдельные группы (группы III и IV, рис. 5). Для этих поселков наблюдается смешанная природа поступления радиоактивных элементов.

Торий-урановое отношение позволяет четко выделить населенные пункты, находящиеся в зоне непосредственного влияния техногенеза и на условно фоновых территориях.

Другим индикаторным показателем, однозначно отражающим влияние техногенеза на территории проживания, является содержание в волосах плутония. В зоне влияния Сибирского химического комбината по преимущественной розе ветров (северо-восточное направление) было определено содержание в волосах детей двух изотопов плутония—238 и 239. Пробы были взяты в 30-километровой зоне влияния предприятия – это населенные пункты Козюлино, Орловка, Георгиевка, Самусь, (объединенная проба) и Наумовка, в 50-ти километрах – Черная речка (Юкса). А также определены эти изотопы у детей, проживающих в н.п. Зырянское, в более чем 100км от СХК в северо-восточном направлении и в г. Томске, расположенном в 12 км южнее.

Преимущественное накопление как отдельных изотопов плутония (рис. 5), так и их суммы (рис. 6) происходит в ближней зоне влияния, расположенной по преимущественному направлению ветрового переноса, в то время как с подветренной стороны и на значительном удалении происходит существенное снижение их содержания.

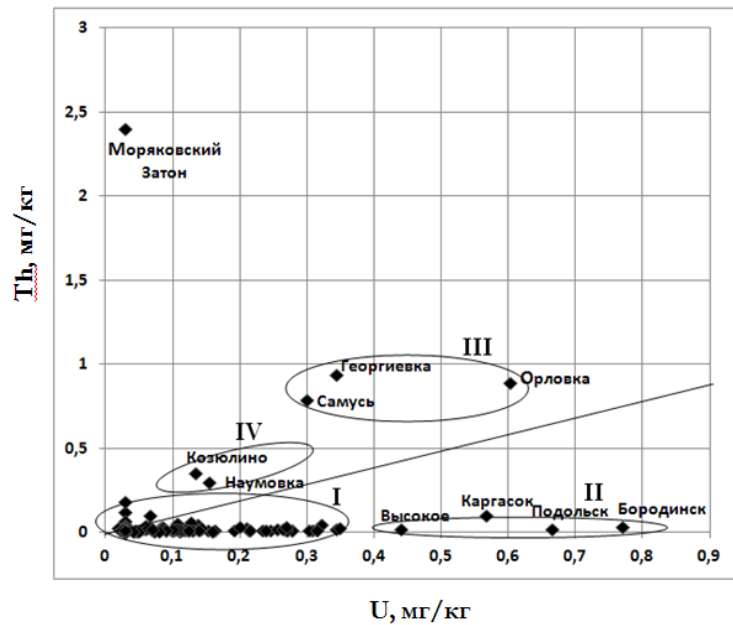


Рис. 4 Показатель Th/U в волосах детского населения населенных пунктов Томской области (линией отмечено Th/U=1)

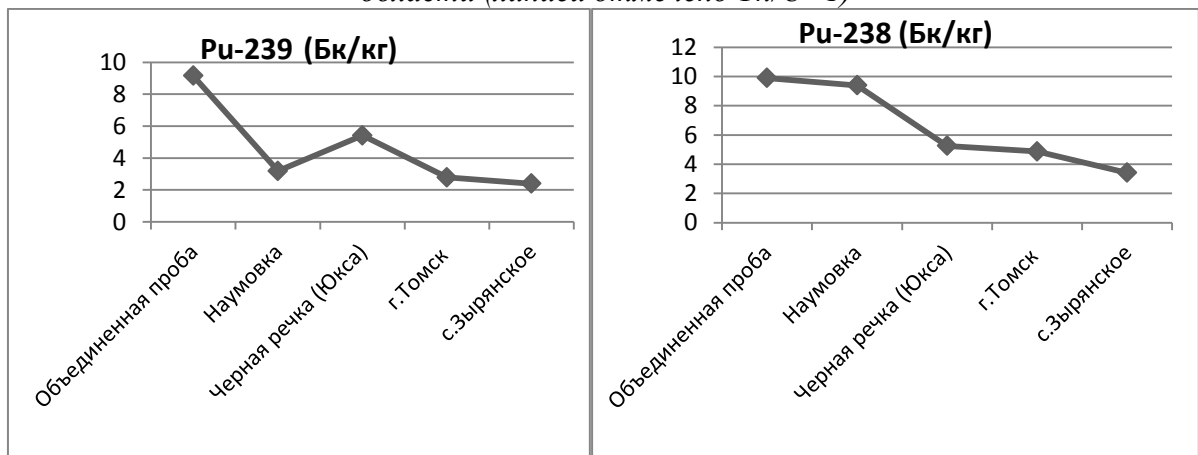


Рис. 5 Уровни накопления изотопов плутония (238 и 239) в волосах детей населенных пунктов Томской области (объединенная проба – н.п. Козюлино, Самусь, Георгиевка, Орловка)

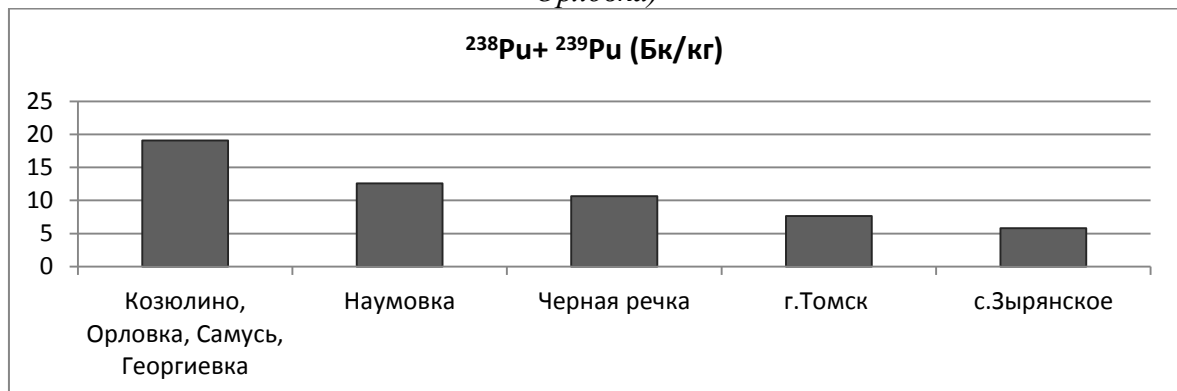


Рис. 6 Уровни накопления суммы изотопов плутония (238 и 239) в волосах детей населенных пунктов Томской области по степени удаления от техногенного источника

Таким образом, волосы детей, проживающих в зонах техногенного воздействия, характеризуются значительным накоплением специфических химических элементов. Наиболее показательными в плане индикации техногенеза являются соотношения элементов-индикаторов.

Литература

1. Element analysis of biological materials. Current problems and techniques with special reference to trace elements. Appendix II. Technical reports series. – № 197. – Vienna: IAEA, 1980. – P. 351–367.
2. Эколого-геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения / Л.П. Рихванов, Е.Г. Языков, Ю.И. Сухих и др. – Томск, 2006. – 216 с.
3. Экология Северного промышленного узла г. Томска. Проблемы и решения. / Под редакцией А.М. Адама. – Томск: Изд-во ТГУ, 1994. – 260 с.
4. Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии / Л.П. Рихванов. – Томск: Изд-во ТПУ, 1997. – 384 с.
5. Бабенко А.С. Экология стафилинид (Coleoptera, Staphylinidae) лесных и антропогенно трансформированных экосистем Юга Западной Сибири: автореферат дисс. д.б.н. / Андрей Сергеевич Бабенко – Новосибирск, 1998. – 39с.
6. Шатилов А.Ю. Вещественный состав и геохимическая характеристика пылевых атмосферных выпадений на территории Обского бассейна: автореферат дис. ... к.г.-м.н. / А.Ю. Шатилов. – Томск, 2001. – 23 с.
7. Архангельский В.В. Уран, торий и редкоземельные элементы как индикаторы антропогенного воздействия на почвы юга Томской области /В.В. Архангельский, Л.П. Рихванов // Горно-геологическое образование в Сибири. 100 лет на службе науки и производства. Гидрогеология и инженерная геология. Геоэкология и мониторинг геологической среды: Матер. Межд. науч.-практ. конф. – Томск: Изд-во ТПУ, 2001. – С. 124–127.
8. Барановская Н.В. Элементный состав биологических материалов и его использование для выявления антропогенно-измененных территорий (на примере южной части Томской области): автореферат дисс. ... канд. биол. наук / Наталья Владимировна Барановская. – Томск, ТГУ, 2003. – 24 с.
9. Барановская Н.В. Оценка экологического состояния юга Томской области по комплексу природных сред / Н.В. Барановская, Л.П. Рихванов, Е.Г. Языков // Актуальные проблемы геохимической экологии: Труды V Междунар. биогеохимической школы. – Семипалатинск, Казахстан, 2005. – С. 412–415.
10. Baranovskaya N.V. Element content in children hair samples (Tomsk Region, Russia) / N.V. Baranovskaya, D.V. Shvetsova, L.P. Rikhvanov // Trace Elements in Human: New Perspectives: Proc. of the 7th Intern. Symp. – Athens, Greece, 2009. – P. 290–303.
11. Языков Е.Г. Экогеохимия урбанизированных территорий юга Западной Сибири: дис. ... докт. геол.-минер. наук. / Егор Григорьевич Языков; Том. политехн. ун-т. – Томск, 2006. – 423 с.
12. Барановская Н.В. Закономерности накопления и распределения химических элементов в организмах природных и природно-антропогенных экосистем: автореферат дисс. ... д.б.н. / Наталья Владимировна Барановская. – Томск, 2011.

УДК:502.75(575.2)(04)

У.Ж. Кармышова¹, Б.М. Дженбаев²

**СОДЕРЖАНИЕ КАДМИЯ И СВИНЦА В ОРГАНАХ РАСТЕНИЙ
ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ УРАНОВЫХ ПРОВИНЦИЙ МАЙЛУУ-
СУУ**

Karmyshova U. Zh., Djenbaev B. M.

**ACCUMULATION OF CADMIUM AND LEAD IN ORGANS PLANTS
NATURAL AND INDUSTRIAL URANIUM PROVINCES MAILU-SUU**

¹Кыргызский государственный университет им. И. Арабаева,

²Биолого-почвенный институт Национальной академии наук КР

720071, Кыргызская Республика, г. Бишкек, пр. Чуй, 265

Тел. 996 312 392068, Факс. 996 312 391947, E-mail: umut_kj@mail.ru,

bekmamat2002@mail.ru

Аннотация. В статье приведены результаты анализов на содержание кадмия и свинца различных органов растений, произрастающих в районе природно-техногенной провинции Майлуу-Суу. Среднее содержания свинца всех образцах составляет - 2,13 мг/кг в надземной и 1,58 мг/кг – в подземной части растений. Что касается кадмия – 0,84 мг/кг аккумулируется надземной и 0,36 мг/кг подземной частью растений.

Abstract. The results of analyses on the content of cadmium and lead in different organs of plants growing in the area of natural and manmade province in Mailuu –Suu are presented. The average lead content of all samples was - 2.13 mg / kg in the aboveground and 1.58 mg / kg in the underground parts of plants. The results observed with respect to cadmium were as follows: 0.84 mg / kg was accumulated in the aboveground and 0.36 mg / kg in the underground part of plants.

Актуальность. Известно, что состояние окружающей природной среды является важнейшим фактором, определяющим жизнедеятельность человека и общества. Высокие концентрации многих химических элементов и их соединений, обусловленные техногенными процессами, обнаружены в настоящее время во всех природных средах: атмосфере, воде, почве, растениях. Антропогенная влияние на территории природно-техногенной урановой провинция Майлуу-Суу имеет свои характерные особенности, источником многих загрязняющих веществ является добыча, переработка и отходы урановых руд. В настоящее время особую тревогу вызывают нарушения защитного слоя хвостохранилищ и их рекультивация, в связи с этим увеличиваются объёмы воздействия на окружающую среду радионуклидов и токсичных тяжёлых металлов, что может стать причиной разрушения целостности природного комплекса.

Установлено, что высшие растения некоторых семейств способны аккумулировать тяжелые металлы (ТМ) из окружающей среды в больших количествах, выступая в роли фитоиндикаторов загрязнений наземных экосистем [7, 9]. Обнаружены два пути поступления ТМ в растительные организмы: проникновение из почвы и аэрозольное осаждение из воздуха [4, 5, 6, 7]. Известно, что по мере уменьшения накопительной способности ТМ органы растений распределены следующим образом: корень - стебель - листья - соцветия [4, 6, 9].

В республике практически не изучено распределение микроэлементов и в том числе ТМ в органах и тканях растений и животных. Поэтому нами была поставлена цель – изучить распределение свинца и кадмия в органах растений природно-техногенной урановой провинции Майлуу-Суу. В данной работе представлены результаты исследования содержания кадмия и свинца в различных органах растений, произрастающих в окрестностях хвостохранилищ и отвалов Майлуу-Суу.

Объекты и методы. Объектами исследования являются растения, произрастающих в окрестности хвостохранилищ и отвалов Майлуу-Суу.

Использовалась методика, разработанная ВНИИ минерального сырья им. Федоровского, по определению металлов в растениях, аттестованная в соответствии с ГОСТ 42-08-205-81 [5]. Метод основан на деструкции органической основы растений способом сухой термической минерализации на Минотавре-2 и минерализата в кислотах: азотной, соляной и фтористой [8]. Образцы растений собирались из числа обильных видов растительности хвостохранилищ Майлуу-Суу. Средняя проба растений для анализа составлялась из органов растений, собранных из нескольких экземпляров определенного вида. Пробы очищались от инородных и почвенных частиц, высушивались до воздушно сухой массы измельчались. Пробоподготовка для анализа и химико-аналитические исследования проводились в лабораториях биогеохимии и радиоэкологии биолого-почвенного института НАН КР. Определение содержания металлов в кислотных растворах минерализатов растений проводили на атомно-абсорбционном спектрометре “МГА-915”.

Результаты и их обсуждение. Природно-техногенная урановая провинция Майлуу-Суу расположена в юго-западной части страны и северо-восточной части Ферганской впадины. Растительный покров на исследуемой территории характеризуется соленолобивой полупустынной растительностью. Растительности хвостохранилищ и отвалов занимает менее 30%, местоположения – сильно эродированные склоны низкогорья или адыры. В окрестности хвостохранилищ монодоминантные травянистые растения, вблизи водоисточников наблюдается увеличение древесных растений. На исследование взяты доминантные виды каждого хвостохранилища индивидуально, поскольку фитоценозы отличаются в связи с местоположением хвостохранилищ, по поймам рек или отдаленности от рек, северная или южная части склонов гор и т.д. Исследованные виды растений и место отбора даны в таблице 1.

Таблица 1

Исследованные виды растений и места отбора проб природно-техногенной урановой провинции Майлуу-Суу

№ пробы	место отбор пробы	Название виды растений	
		русская	латинская
1.	хвостохранилища №3	Тысячелистник таволговый	<i>Achillea filipendulina</i> Lam.
2.	хвостохранилища №6	Тимьян неверный	<i>Thymus incertus</i> Klokov.
3.	хвостохранилища №1	Эгилопс трехдюймовый	<i>Aegilops triuncinalis</i> или <i>persica</i> (Boiss.) A.Love
4.	Кульмен-Сай	Камыш приморский	<i>Schonoplektus litoralis</i> .Schrad
5.	хвостохранилища №5	Желтый Рогатый Мак	<i>Glaucium fimbriilegerum</i>
6.	Айлампа-Сай	полынь	<i>Artemusia</i> sp.

Большой интерес для нас представляет изучение накопления тяжелых металлов в различных частях растения (надземной и подземной), а также различными органами растения (корень, стебель, листья и соцветия). Полученные данные позволяют отметить, что в среднем кадмия и свинца накапливается в большой степени надземной частью растений, что не согласуется с некоторыми литературными данными [5]. Так, среднее содержания свинца во всех образцах составляет 2,13 мг/кг в надземной и 1,58 мг/кг в подземной части растения. Такие же результаты наблюдается и для кадмия: 0,84 мг/кг аккумулируется надземной и 0,36 мг/кг подземной частью растений.

Кадмий (Cd). Кадмий не входит в число необходимых для растений элементов и биологическая роль его еще не известна, однако он эффективно поглощается как корневой системой, так и листьями. Кадмий редкий (кларк 0,16 мг/кг), рассеянный, сильно токсичный, канцерогенный и кумулятивный металл [5, 7]. Предельно допустимая концентрация ПДК кадмия в растительных кормах для сельскохозяйственных животных

составляет 0,3 мг/кг [6, 7]. Согласно литературным данным, накопление тяжелых металлов различными органами растений уменьшается в ряду корень>стебель>листья>соцветия [5, 6].

Результаты наших исследований в районе природно-техногенной провинции показали, что вышеприведенные закономерности не соответствуют нашим данным. Например, накопление кадмия на первом участке в районе хвостохранилища №3 в цветке Тысячелистника таволгового (*Achillea filipendulina* Lam.) в 4 раза, стеблях, листьях и корнях в 1,5 раза больше по сравнению ПДК (в растительных кормах составляет 0,3 мг/кг). На других участках содержание элемента в подземной и надземной частях ниже ПДК. Следует отметить, что повышенное накопление кадмия в отдельных видах растений в окрестностях хвостохранилища №3 может быть связано с тем, что во время сбора образцов шла перевозка хвостов с третьего на шестой участок хвостохранилища, возможно, в это время кадмий в составе пыли распространялся в окружающей среде. Поэтому на данном участке в наземных частях растений содержание кадмия больше по сравнению с надземными частями. Результаты анализа накопления кадмия в органах растений приведены в таблице 2.

Таблица 2

Накопление кадмия в органах растений природно-техногенной провинции Майлуу-Суу

№ пробы	Место отбор проб	вид растений и их органы	Cd мг/кг
1	хвостохранилища №3	Тысячелистник таволговый- <i>Achillea filipendulina</i> Lam.	
		цветки	1,4838
		листья	0,4628
		стебель	0,3848
		корень	0,2132
2	хвостохранилища №6	Тимьян неверный- <i>Thymus incertus</i> Klokov.	
		листья +цветки	0,0078
		стебель	0,0477
		корень	0,0086
3	хвостохранилища №1	Эгилопс трехдвоймовый- <i>Aegilops triuncinalis или persica</i> (Boiss.) A.Love.	
		цветки	0,12
		листья	0,259
		стебель	0,126
		корень	0,153
4	Кульмен-Сай	Камыш приморский – <i>Schonoplektus litoralis</i> Schrad.	
		листья	0,2339
		стебель	0,2653
		корень	0,167

Свинец (Pb). Свинец представляет собой типичный рассеянный элемент, содержащийся во всех компонентах окружающей среды. Он относится к наиболее токсичным металлам. Свинец также обнаружен в каждом растении, но он не относится к жизненно-важным элементам; в достаточно небольших количествах он повышает уровень крахмала, ускоряет прорастание семян [1, 2]. Содержание ионов Pb в растениях составляет примерно 5 мг/кг, а концентрация элемента выше 10 мг/кг сухого вещества уже токсична для большинства видов травянистых растений [6]. Количество свинца во всех

Секция 2. Локальные и глобальные проблемы техногенеза биосферы и ее таксонов

исследованных образцах растений намного ниже вредней для растений концентрации, данные представлены в таблице 3.

Нами также рассчитан коэффициент накопления кадмия и свинца в органах растений. Для установления роли каждого органа в общей аккумулялирующей способности всего организма мы определяли коэффициент накопления кадмия и свинца для корней, стеблей, листьев и соцветий, как $KH = C_{орг.} / C_{общ.}$, где KH-коэффициент накопления органа растения, $C_{орг.}$ – концентрация металла в органе, $C_{общ.}$ – общее количество металла в растении. KH выражен в процентах. Распределение тяжелых металлов в различных органах анализируемых растений демонстрируют диаграммы рисунков 1 и 2.

Таблица 3

Накопления свинца в органах растений природно-техногенной провинции Майлуу-Суу

№ пробы	Место отбор проб	вид растений и их органы	Pb мг/кг
1	Хвостохранилища №3	Тысячелистник таволговый – <i>Achillea filipendulina</i> Lam.	
		цветки	0,076
		листья	
		стебель	
		корень	0,031
2	хвостохранилища №6	Тимьян неверный- <i>Thymus incertus</i> Klokov.	
		листья	0,779
		стебель	0,497
		корень	
4	Кульмен-Сай	Камыш приморский – <i>Schonoplektus litoralis</i> Schrad.	
		листья	
		стебель	0,012
		корень	0,05
5	Хвостохранилища №5	Желтый Рогатый Мак – <i>Glaucium fimbriilegerum</i> .	
		семена	-
		листья	0,72
		стебель	-
		корень	1,55
6	Айлампа-Сай	полынь - <i>Artemusia sp.</i>	
		листья	2,44
		стебель	0,18
		корень	1,74

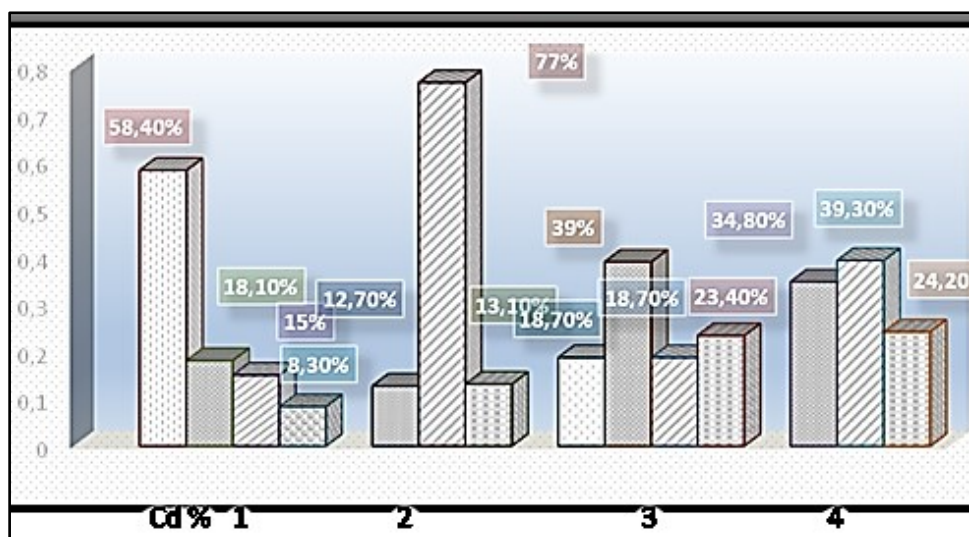


Рис. 1. Коэффициент накопления кадмия по органам растений

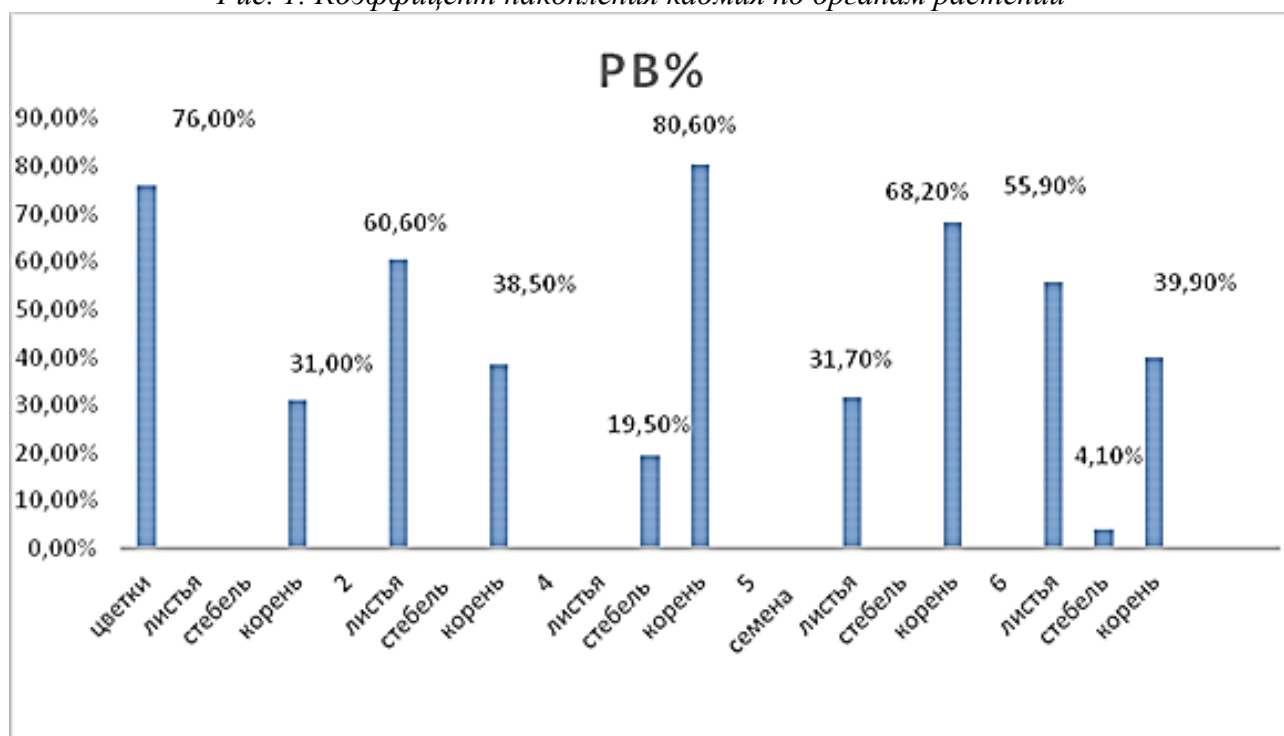


Рис. 2. Коэффициент накопления свинца по органам растений

Заключение. На основании проведенного исследования содержания кадмия и свинца в органах растений разных хвостохранилищ урановой биогеохимической провинции Майлуу-Суу можно сделать следующие заключение. Концентрация кадмия в органах растений в образцах, кроме №1, не превышают ПДК. Максимальная концентрация кадмия отмечается в органах Тысячелистника таволгового (*Achillea filipendulin aLam.*), в соцветиях в 4 раза, в остальных надземных и подземных органах в 1,5 раза выше ПДК. Накопление свинца в органах растений намного ниже токсичной концентрации, в пробах № 1, 2 и 6 в надземных частях элемента больше, чем в корнях, а пробах №4 и 5 в подземных частях больше, чем в надземных.

Литература

1. Алесеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Ленинград, Агропромиздат.-1987.-142 с.
2. Башмаков Д. И., Лукаткин А.С. Эколого-физиологические аспекты аккумуляции и распределения тяжелых металлов у высших растений. Саранск: Изд-во Мордовского

- университета, 2009. – 236 с.
3. Добровольский В.В., Биогеохимия мировой суши /Избранные труды, т.Ш.-М.: Научный мир, 2009.-440 с.
 4. Добровольский В.В. и др. Свинец в окружающей среде. - М.: Наука, 1987. - 256 с.
 5. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва - растение. Новосибирск: Наука. 1991.- 149 с.
 6. Ильин В.Б. Элементный химический состав растений. Новосибирск: Наука, 1985. – 140 с.
 7. Кабата-Пендиас А. Микроэлементы в почвах и растениях / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас. – М.: Мир, 1989. – 440 с.
 8. Методические указания по проведению разрушения органических веществ в пробах природных, питьевых, сточных вод, почв, донных отложений, пищевых продуктов с использованием микроволновой системы “Минотавр-2”, ПУ 12-2006, Санкт-Петербург, 2006
 9. Wallace A. Excess trace metal effects on calcium absorption in plants // Commun. Soil Sci. and Plant Anal. 1979.- №1-2. P.473-477.

УДК 574.9 (575.2)

Б.М. Дженбаев, Б.К. Калдыбаев
РАДИОБИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ УРАНОВОГО
ХВОСТОХРАНИЛИЩА «КАДЖИ-САЙ»

B.M. Dzhenbaev, B.K. Kaldybaev
RADIOBIOGEOCHEMICAL STUDIES OF URANIUM
TAILING "KADZHI-SAI"

Биолого-почвенный институт НАН КР
E-mail: bekmamat2002@mail.ru

Аннотация. Представлены результаты радиобиогеохимических исследований по определению радионуклидов в почве уранового хвостохранилища Каджи-Сай. Методом математического моделирования установлен экологический риск для произрастающих растений.

Abstract. The results of studies on radiobiogeochemical detection of radionuclides in soils of the Kadzhi-Sai tailing were presented. Ecological risk for plants was determined based on the mathematical model approach.

В недалеком прошлом (конец 40-х годов XX века) Кыргызстан являлся крупнейшим производителем окиси урана для оборонной промышленности СССР. В республике работал ряд предприятий по добыче и переработки уранового сырья: Майлуу-Суу, Шакафтар, Мин-Куш, Ак-Тюз и Каджи-Сай [1]. Накопление в окружающей среде отходов горнодобывающей промышленности привело к образованию техногенных биогеохимических провинций с избытком и новыми ассоциациями радиоактивных и химических элементов, одной из которых является техногенный урановый участок «Каджи-Сай», расположенный на южном побережье озера Иссык-Куль. Горнорудный комбинат министерства среднего машиностроения СССР по переработке урановой руды функционировал с 1948 по 1969 гг., впоследствии он был преобразован в электротехнический завод [2, 4, 5, 6, 8].

Окись урана извлекалась из золы бурых урансодержащих углей. Отходы производства были захоронены в хвостохранилище с общим объемом 400 тыс. м³ [7]. На территории хвостохранилища уровень экспозиционной дозы гамма-излучения варьирует в пределах 100-300 мкР/ч, на отдельных участках достигая 1000 мкР/ч.

Материалы и методы исследований

Согласно ГОСТа 12071-2000 (Грунты. Отбор, упаковка, транспортирование и хранение образцов) был произведен отбор проб поверхностного слоя грунта (0-10 см) хвостохранилища [3].

Определение радионуклидов в пробах грунта было проведено методом инструментальной гамма-спектрометрии в Биолого-почвенном институте Национальной академии наук Кыргызской Республики. Математическое моделирование и статистическая обработка результатов была проведена с помощью прикладных программ Erica tool 1.2, Microsoft Excel for Windows 2000, Statistics for Windows 6.0.

Результаты исследований и их обсуждение

Результаты рентгено-флуоресцентного и гамма-спектрометрического анализов по определению содержаний химических элементов и удельной активности радионуклидов в пробах поверхностного слоя грунта (0-10 см) Каджи-Сайского хвостохранилища представлены в таблице 1.

Высокое содержание U (76 мг/кг), кларк его в земной коре – 2,5 мг/кг, в почве 1 мг/кг, кларк концентрации U в пробах (Кк) равен 76. Удельная активность ²³⁸U/ ²³⁴Th составила 851,6 Бк/кг.

В грунте очень много ²²⁶Ra (3800 Бк/кг), нарушено радиоактивное равновесие между ²³⁴Th и ²²⁶Ra, что свидетельствует о наличии процессов выщелачивания урана.

Кларк концентрации тория в пробах – 3,97.

Секция 2. Локальные и глобальные проблемы техногенеза биосферы и ее таксонов

Повышено содержание ^{40}K (890 Бк/кг), кларк для почвы составляет 370 Бк/кг, кларк концентрации ^{40}K 2,4).

Низкая активность искусственного радионуклида ^{137}Cs (2,1 Бк/кг), что является обычным для горной местности.

Таблица 1

Удельная активность радионуклидов в поверхностном слое грунта хвостохранилища (Бк/кг)

^{234}Th 851,6±9,2	^{226}Ra 3789,6±2	^{214}Pb 2946,1±7	^{214}Bi 2675,8±6	^{210}Pb 3337,2±16	^{228}Ac 97,7 ± 2,0	^{224}Ra 146,2 ± 12,1
^{212}Pb 109,4 ± 1,0	^{212}Bi 87,4 ± 5,5	^{208}Tl 97,9 ± 1,9	^{235}U 39,5 ± 0,9	^{227}Th 162,9 ± 2,9	^{40}K 890 ± 11	^{137}Cs 2,1 ± 0,4

Компьютерные программы и математическое моделирование в настоящее время широко используются в радиозэкологическом мониторинге окружающей среды. Программа *Erica tool 1.2* используется для оценки радиационной опасности для наземных, пресноводных и морских экосистем. На основе данных по содержанию радиоактивных элементов в грунте или почве программа производит расчеты и моделирует их содержания в растениях, животных и других организмах, а также дает оценку доз радиоактивного облучения.

Расчитанные программой «*Erica tool 1.2*» данные показывают, что содержание радионуклидов в травянистых растениях может быть повышено: ^{234}Th – 136 Бк/кг, ^{226}Ra – 682 Бк/кг, ^{210}Pb – 354 Бк/кг. Особенно выделяется ^{226}Ra , внешняя доза излучения которого составляет 1,25 мкГр/ч, внутренняя доза 93,02 мкГр/ч, общая поглощенная доза 94,27 мкГр/ч (табл. 2).

Таблица 2

Расчетные значения содержания радиоактивных элементов и поглощенной дозы с использованием компьютерной программы «*Erica tool 1.2*»

Травянистые растения	Th-234	Ra-226	Pb-210	U-235	Th-227	Cs-137
Содержание (Бк/кг)	136	682.2	354	4.9	26.1	2.2
Внешняя доза (мкГр/ч)	0.004	1.25	0.001	0.001	0.003	0.0002
Внутренняя доза (мкГр/ч)	0.054	93.02	0.081	0.128	0.88	0.0003
Общая доза (мкГр/ч)	0.058	94.27	0.082	0.129	0.88	0.0005
Коэффициент экологического риска 9,5						

Общая поглощенная доза от выше перечисленных радионуклидов составляет 95,44 мкГр/ч. Программой также вычислен высокий коэффициент риска (9,5), который не должен превышать 1.

Произрастание растений в среде с повышенной концентрацией урана сопровождается некоторой морфологической изменчивостью вегетативных и генеративных органов. Так, например, гармала обыкновенная (*Peganum harmala*), произрастающая на территории хвостохранилища, образует цветки с семью-девятью лепестками, вместо обычных пяти (рис. 1а). В отдельных зонах хвостохранилища, где мощность экспозиционной дозы достигает до 1000 мкГр/ч, растения сильно угнетены в росте, наблюдается уменьшение числа генеративных побегов, увеличение количества бесплодных цветков (рис. 1б).

На территориях, занятых отходами уранового производства, обстановка усугубляется действием радиационного фактора, который может быть причиной усиления мутационной изменчивости.



Рис.1. а) У цветков гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) вместо 5 лепестков отмечается 6-7 и частичное их раздвоение, б) бесплодие цветков.

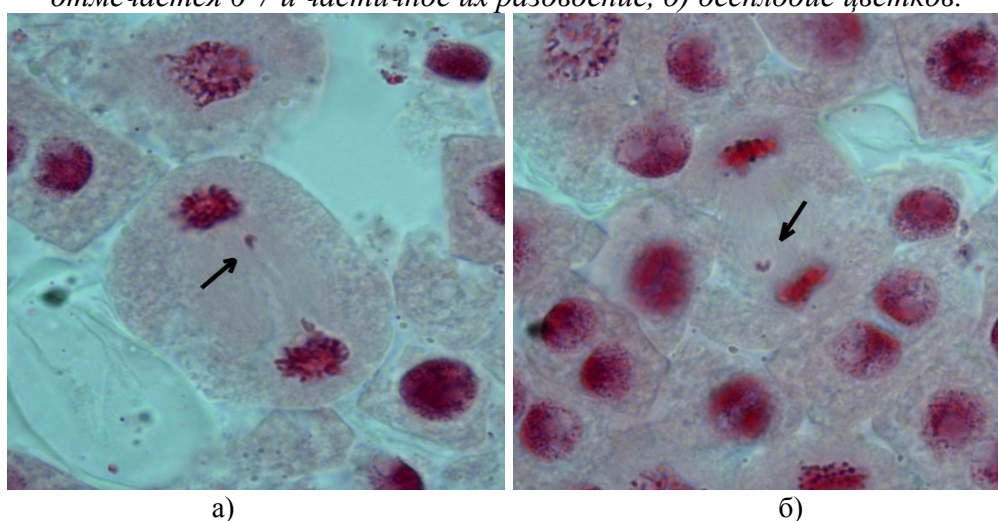


Рис.2. а), б) ана-телофазные пластинки гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) с отставаниями хромосом.

Литература

1. Айтматов И.Т., Торгоев И.А., Алешин Ю.Г. Геоэкологические проблемы в горнопромышленном комплексе Кыргызстана // Наука и новые технологии. 1997. № 1. С.81-95.
2. Быковченко Ю.Г., Быкова Э.И., Белеков Т.Б. и др. Техногенное загрязнение ураном биосферы Кыргызстана. Бишкек, 2005. 169с.
3. ГОСТ 12071-2000. Грунты. Отбор, упаковка, транспортирование и хранение образцов. М.: «ГУП ЦПП», 2001. - 17 с.
4. Дженбаев Б. М., Мурсалиев А.М. Биогеохимия природных и техногенных экосистем Кыргызстана. Бишкек, 2012. 404с.
5. Дженбаев Б. М., Калдыбаев Б. К., Жолболдиев Б.Т. Радиобиогеохимическая оценка современного состояния биосферной территории Иссык-Куль // Мат. межд. конф. «Современные проблемы геоэкологии и сохранения биоразнообразия», Бишкек, 2009. С.77-81.
6. Калдыбаев Б.К. Эколого-биогеохимическая оценка природно-техногенных экосистем Прииссыккуля. Бишкек, 2010. 246с.
7. Торгоев И.А, Алешин Ю.Г. Геоэкология и отходы горнопромышленного комплекса Кыргызстана. Бишкек: Илим, 2009. 240с.
8. Djenbaev B.M., Shamshiev A.B., Jolboldiev B.T. et al. The biogeochemistry of uranium in natural-technogenic provinces of the Issik-Kul // Uranium, Mining and Hydrogeology. German, Freiberg, 2008. P.673-680.

С.В. Мухачева

**СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В РАЦИОНЕ И ОРГАНИЗМЕ
ЛЕСНЫХ ПОЛЕВОК В ПЕРИОД СНИЖЕНИЯ ВЫБРОСОВ
МЕДЕПЛАВИЛЬНОГО КОМБИНАТА: РЕЗУЛЬТАТЫ 25-ЛЕТНЕГО
МОНИТОРИНГА**

S.V. Mukhacheva

**CONTENT OF HEAVY METALS IN THE DIET AND ORGANISMS OF
VOLES AFTER COPPER-SMELTER EMISSION REDUCTION: RESULTS
OF A 25-YEAR MONITORING**

Институт экологии растений и животных УрО РАН

E-mail: msv@ipae.uran.ru

Аннотация. Содержание тяжелых металлов (*Cu*, *Zn*, *Cd*, *Pb*) исследовали в корме и организме (печени) лесных полевок р. *Clethrionomys*, населяющих территории на разном удалении от крупного медеплавильного комбината (Средний Урал, г. Ревда). Несмотря на значительное (в 50 раз) сокращение объемов промышленных выбросов в течение 25-летнего периода наблюдений (с 1990 по 2014 г.) существенных изменений в содержании приоритетных поллютантов в рационе и организме лесных полевок не произошло. Концентрация *Cu* не изменилась, *Pb* – снизилась (на фоновых участках), а уровни накопления *Zn* и *Cd*, а также *Pb* в окрестностях завода – увеличились по сравнению с начальным периодом. В целом, полученные данные подтверждают «инерционную» гипотезу о длительном восстановлении наземных экосистем после снижения/полного прекращения выбросов.

Abstract. During 25 years, we studied heavy metal (*Cu*, *Zn*, *Cd*, *Pb*) accumulation in diet and liver of forest voles (*Clethrionomys*) in a well-studied pollution gradient from the largest copper-smelter in Middle Urals (Revda). The deposition of *Pb* in diet reflected the reduced emissions. However, voles had similar concentrations of *Cu*, *Cd* in vole's liver and *Cu* - in its diet in 2010-2014, as in 1990-1996, when the emissions were substantially higher. On the contrary, the concentration of *Cd* and *Zn* in the diet and *Zn* in the liver after reduction of emissions significantly increased in the polluted areas. Our results confirm the "inertia" hypothesis about long-term rebuilding of terrestrial ecosystems after reduction/completion of emissions.

В последние десятилетия во многих странах мира отмечается существенное снижение объемов атмосферных выбросов промышленных предприятий, что позволяет отслеживать ход естественного восстановления нарушенных экосистем. Подобные исследования представляют огромный практический и теоретический интерес, но сопряжены с определенными трудностями. В первую очередь, исследователи сталкиваются с отсутствием/недостатком документированных данных о состоянии компонентов биоты до снижения выбросов. Для корректного сопоставления временных изменений отдельных объектов необходима информация, собранная по единым методикам на одних и тех же ключевых участках в разные периоды. В противном случае пространственную вариабельность параметров можно ошибочно принять за временную динамику. Несмотря на значительный интерес исследователей к такой тематике, в большинстве работ это требование не соблюдается.

Согласно данным литературы в течение 10-20 лет после снижения/прекращения промышленных выбросов восстановление экосистем может идти разными темпами. Оценить эффект от сокращения выбросов можно, с одной стороны, регистрируя изменения ключевых параметров объектов на разных уровнях иерархии (состав и численность сообществ; пространственно-временную, демографическую и размерную структуру популяций отдельных видов, показатели воспроизводства и смертности, морфологию и т.д.). В качестве критерия оценки можно использовать также концентрацию приоритетных загрязнителей в объектах биоты. При этом медленное восстановление системы характеризуется незначительными изменениями в содержании поллютантов в отдельных

объектах [1-7], в случае быстрого восстановления концентрации загрязнителей в объектах снижаются более интенсивно [8-10].

Поскольку продолжительность пребывания загрязняющих веществ в почвах и лесной подстилке велика [9, 11, 12], их использование для анализа обсуждаемых эффектов затруднено. Для получения корректных оценок можно привлечь данные об изменении элементного состава растительных и животных объектов, собранных на ключевых мониторинговых участках. В качестве тест-объектов удобно использовать мелких млекопитающих. Мелкие насекомоядные, основным кормом которых служат почвенные беспозвоночные, вероятно, будут иметь ряд ограничений. Наиболее подходящими модельными объектами в подобной ситуации являются мышевидные грызуны (полевки и мыши). Они достаточно многочисленны, имеют небольшую продолжительность жизни, ведут относительно оседлый образ жизни, а основу их рациона составляют растительные объекты (вегетативные части, плоды и семена). Использование мышевидных грызунов позволит получить одновременно интегральную информацию о накоплении элементов в растительных объектах (по данным содержимого желудков) и токсической нагрузке на животный организм (по содержанию элементов в органах).

Цель работы – на основе данных многолетнего мониторинга в условиях существенного сокращения объемов промышленных выбросов проанализировать изменение концентраций приоритетных загрязнителей в рационе и организме грызунов (на примере лесных полевок *p. Clethrionomys*), населяющих территории в зоне действия крупного медеплавильного комбината (г. Ревда, Средний Урал).

Население мелких млекопитающих, подверженное многолетнему (с 1940 г.) воздействию выбросов Среднеуральского медеплавильного завода (СУМЗ), изучается нами с 1990 г. по настоящее время. На разном удалении от завода (1 и 2 км – «импактная зона», 4 и 6 км – «буферная зона», 20 и 30 км – фоновая зона) в елово-пихтовых лесах были заложены пробные площади, на которых ежегодно в течение бесснежного периода по единым методикам проводится безвозвратное изъятие мелких млекопитающих с использованием ловушек-плашек. Для данной работы в качестве модельных объектов использовали лесных полевок (*p. Clethrionomys*) – рыжую (*Cl. glareolus*), красную (*Cl. rutilus*) и красно-серую (*Cl. rufocanus*). Все виды представлены в сообществах сравниваемых территорий, но доля *Cl. rutilus* увеличивается при приближении к источнику эмиссии, *Cl. glareolus* – при удалении от него, *Cl. rufocanus* немногочисленна на всех участках. Для химического анализа отбирали содержимое желудка и печень, которые высушивали в сушильном шкафу до воздушно-сухой массы и далее подвергали микроволновому озолению. Концентрации тяжелых металлов (Cu, Zn, Cd, Pb) в образцах определяли методом атомной абсорбции с использованием пламенного и электротермического варианта атомизации в ИЭРиЖ УрО РАН. Качество измерений оценивали по международному стандартному образцу CRM 185R (бычья печень). Проанализировано 1560 образцов, в том числе 355 экз. содержимого желудка и 1205 экз. печени (табл. 1). Статистический анализ осуществляли в пакете Statistica v.8.0. Для оценки различий в содержании элементов в исследованных субстратах (значения предварительно логарифмировали) использовали двухфакторный дисперсионный анализ, значимыми считали различия при $p < 0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В 1980х годах валовый выброс СУМЗа (главным образом, SO₂ и пыль с частицами тяжелых металлов) составлял 150-225 тыс. т в год, в 1990-х – около 95-100 тыс. т в год, к началу 2000-х гг. снизился до 65 тыс. т в год, к середине 2000-х г. – до 25 тыс. т в год, а с 2010 г. (после реконструкции предприятия) не превышает 5 тыс. т в год. Таким образом, временной отрезок наших наблюдений охватывает ¼ века (с 1990 по 2014 г.), в течение которого валовый выброс предприятия уменьшился в 50 раз (рис. 1). Соответственно мы располагаем информацией о содержании тяжелых металлов в рационе и организме

Секция 2. Локальные и глобальные проблемы техногенеза биосферы и ее таксонов

животных в период стабильно высоких выбросов (1990-1997 г.), их существенного снижения (1997-2009) и почти полного прекращения (2010-2014 г.). В данной работе мы рассматриваем результаты, полученные в наиболее контрастные периоды – I и IV (табл. 1).

В условиях резкого сокращения выбросов (учитывая рассмотренный временной промежуток) логично было ожидать снижения концентрации поллютантов как корме полевков, так и в их организме. Результаты дисперсионного анализа показывают, что на аккумуляцию всех элементов в изученных субстратах существенное влияние оказывает зона исследования ($p < 0.0001$), тогда как временная компонента сказывается лишь на содержании *Cd* и *Pb* в рационе, *Zn* – в рационе и печени (табл.2, рис. 2).

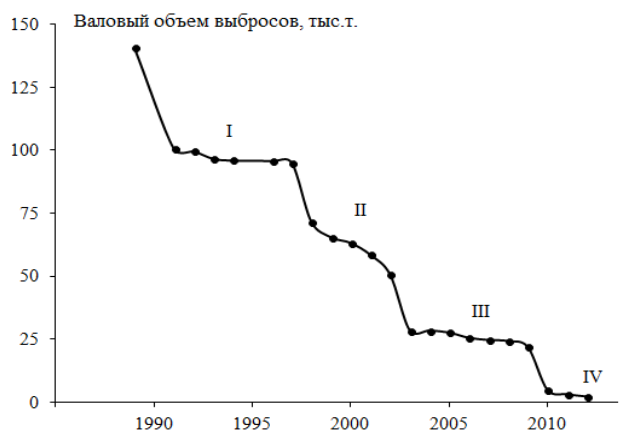


Рис. 1 Снижение валового объема атмосферных выбросов СУМЗ (тыс. т в год) в течение 1990-2012 г. Периоды исследования охватывают: I - 1990-1996 г., II - 1997-2003 г., III - 2004-2009 г., IV - 2010-2014 г.

Таблица 1

Концентрация тяжелых металлов (мкг/г сухой массы) в рационе и печени лесных полевков в периоды стабильно высоких выбросов (1990-1996) и их существенного сокращения (2010-2014)

Зона	Период	n	Концентрация элемента, мкг/г сухой массы ²			
			Cu	Zn	Cd	Pb
Рацион (содержимое желудка)						
F	1990-1996	74	20.68/14.75	99.60/60.81	1.44/1.83	14.52/2.15
	2010-2014	50	19.53/10.02	122.25/90.41	1.42/1.78	4.30/4.84
B	1990-1996	105	109.09/166.09	184.56/148.81	3.86/3.81	33.39/4.54
	2010-2014	21	96.13/34.36	204.24/105.12	6.40/10.04	25.29/18.43
Imp	1990-1996	85	173.13/165.29	225.12/125.35	5.29/3.86	48.20/53.20
	2010-2014	20	138.85/153.07	237.03/172.16	9.04/6.58	44.88/70.20
Печень						
F	1990-1996	357	11.75/5.11	86.55/28.09	1.27/0.07	2.53/0.12
	2010-2014	195	12.04/2.86	97.34/10.43	1.16/0.94	1.67/1.98
B	1990-1996	310	16.95/10.59	97.87/32.40	9.01/7.36	3.74/3.37
	2010-2014	60	15.71/5.49	102.57/12.38	10.88/10.12	3.80-2.85
Imp	1990-1996	229	15.53/5.83	102.33/23.76	7.95/6.26	4.83/3.58
	2010-2014	54	14.71/3.74	93.97/14.18	6.55/4.55	8.18/7.91

Данные (среднее арифметическое значение/стандартное отклонение) в каждой зоне приведены для одного ключевого участка: Imp - импактный (2 км), B - буферный (4 км), F - фоновый (20 км).

При этом в кормовых объектах зарегистрировано значимое падение концентрации *Pb*, особенно четко (в 3.4 раза) проявляющееся на фоновом участке. Мы полагаем, что основной причиной является не столько сокращение выбросов, сколько перевод автомобильного транспорта на более чистое в экологическом отношении топливо (вдоль

всего градиента пролегает крупная автомагистраль). В то же время в пище полевок возрастают концентрации *Cd* (на импактном и буферном участках) и *Zn* (на буферном и фоновом участках). Вероятной причиной эффекта является длительная аккумуляция этих элементов в лесной подстилке – основном горизонте обитания и кормодобывания лесных полевок. Не сказалось уменьшение объемов выбросов на содержании *Cu*, *Cd* и *Pb* в организме полевок. Исключение составил *Zn*, концентрация которого в печени изменялась подобно рациону: на импактном участке она менялась незначительно, тогда как на двух остальных возросла. Значимые взаимодействия отмечены для *Pb* в обоих субстратах и *Zn* в печени.

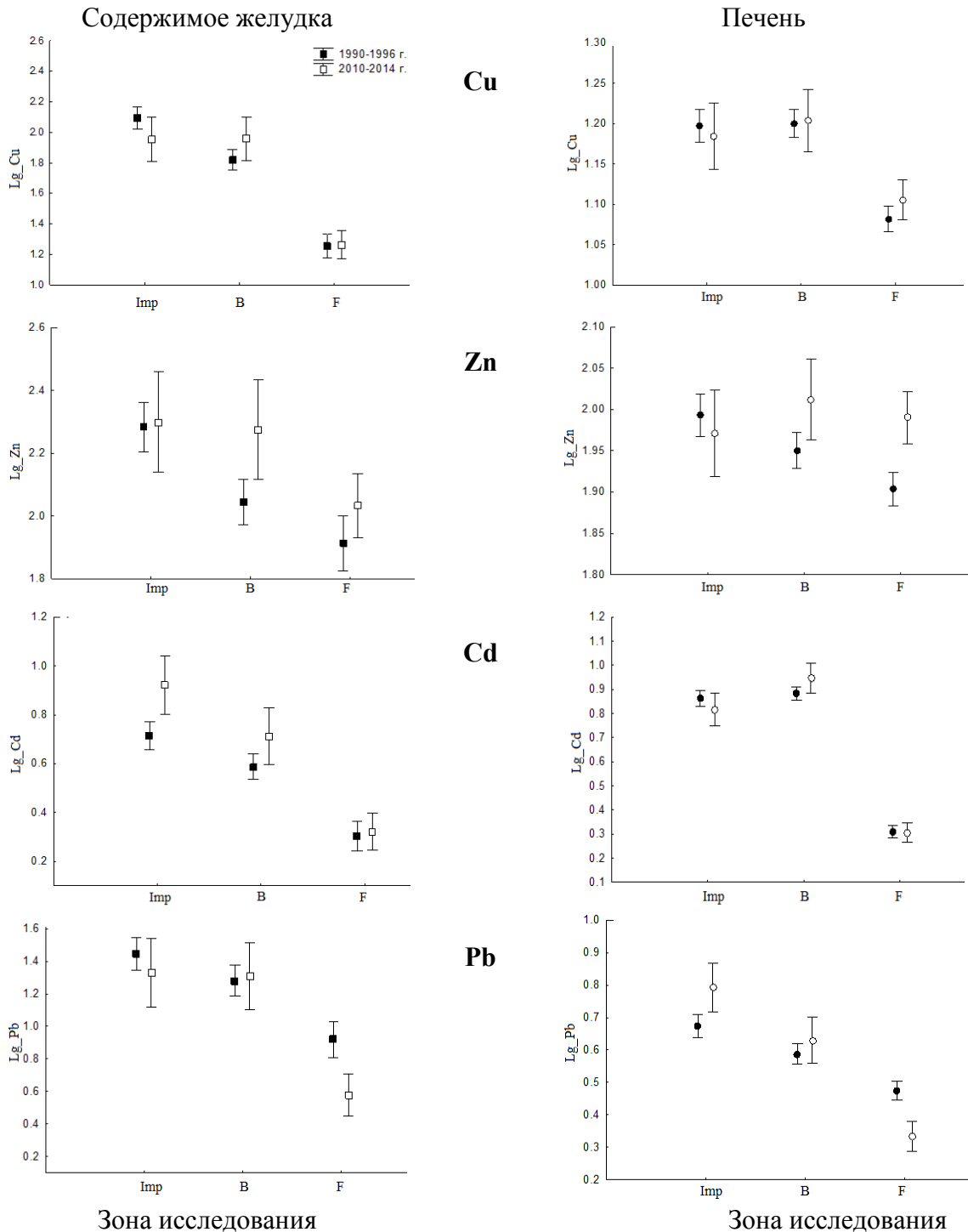


Рис. 2 Изменение концентрации приоритетных загрязнителей в рационе и печени полевок с исследованных участков в период стабильно высоких выбросов и их резкого снижения

Секция 2. Локальные и глобальные проблемы техногенеза биосферы и ее таксонов

Таким образом, на основании проведенных исследований можно заключить, что несмотря на значительное (в 50 раз) сокращение объемов промышленных выбросов в течение 25-летнего периода наблюдений существенных изменений в содержании приоритетных поллютантов в кормовых объектах и организме лесных полевок не произошло. Концентрация *Cu* не изменилась, *Pb* – снизилась (на фоновых участках), а уровни накопления *Zn* и *Cd*, а также *Pb* в окрестностях СУМЗа – увеличились по сравнению с начальным периодом. В целом, полученные данные подтверждают «инерционную» гипотезу о длительном восстановлении наземных экосистем после снижения/полного прекращения выбросов.

Таблица 2

Результаты дисперсионного анализа различий в содержании тяжелых металлов в рационе и организме лесных полевок, населявших исследованные участки в разные периоды

Источник изменчивости	Параметр	Показатель			
		Cu	Zn	Cd	Pb
Рацион (содержимое желудка)					
Зона токсической нагрузки	F (2; 352) p	141.54 <0.0001	16.75 <0.0001	82.32 <0.0001	49.58 <0.0001
Период исследования	F (2; 352) p	0.0003 0.986	6.51 0.011	10.78 0.071	5.42 0.020
Зона × Период	F (2; 352) p	2.91 0.056	1.45 0.237	2.67 0.071	3.51 0.031
Печень					
Зона токсической нагрузки	F (2; 1154) p	44.54 <0.0001	3.09 <0.0001	516.20 <0.0001	9442 <0.0001
Период исследования	F (2; 1154) p	0.16 0.689	8.09 0.005	0.034 0.851	0.112 0.738
Зона × Период	F (2; 1154) p	0.94 0.393	4.77 0.009	2.41 0.095	15.73 <0.0001

Работа выполнена при частичной финансовой поддержке РФФИ (грант № 13-04-01229).

Литература

1. Гагарская Н.К., Чернова Е.Н. Экологический мониторинг элементного состава лесной растительности и морфофункционального состояния мелких млекопитающих в посттехногенных экосистемах // Биоразнообразие, проблемы экологии Горного Алтая и сопредельных регионов: настоящее, прошлое, будущее. Горно-Алтайск. 2010. С. 160-163.
2. Мухачева С.В. Концентрация тяжелых металлов в организме мелких млекопитающих из окрестностей медеплавильного комбината: есть ли эффект от снижения атмосферных выбросов // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде. Семей. 2010. С. 404-408.
3. Катаев Г.Д. Фауна млекопитающих северной тайги в градиенте антропогенного воздействия // Особо охраняемые природные территории в XXI веке: современное состояние и перспективы развития. Тр. Кар. НЦ РАН.. 2012. № 1С. 146–149.
4. Blus L.J., Henny C.J., Hoffman D.J., Sileo L., Audet D.J. Persistence of high lead concentrations and associated effects in tundra swans captured near a mining and smelting complex in northern Idaho // Ecotoxicology. 1999. V. 8: P. 125–132.
5. Henny C.J., Blus L.J., Hoffman D.J., Sileo L., Audet D.J., Snyder M.R. Field evaluation of lead effects on Canada geese and mallards in the Coeur d'Alene River Basin, Idaho // Arch. Environ. Contamin. Toxicol. 2000. V. 39. P. 97–112.
6. Berglund A.M., Klaminder J., Nyholm N.E. Effects of reduced lead deposition on pied flycatcher nestlings: Tracing exposure routes using stable lead isotopes // Environ. Sci.

- Technol. 2009. V. 43. P.208–213.
7. Berglund A. M., Nyholm N.E. Slow improvements of metal exposure, health and breeding conditions of pied flycatchers after decreased industrial heavy metal emissions // *Sci. Total. Environ.* 2011. V. 409. P.4326–4334.
 8. Eeva T, Lehikoinen E. Recovery of breeding success in wild birds // *Nature.* 2000. V.403. P. 851–852.
 9. Nyholm, N.E., Ruhling E. Effects of decreased atmospheric heavy metal deposition in South Sweden on terrestrial birds and small mammals in natural populations // *Water, Air, Soil Pollut.* 2001. P. 439–448. 9.
 10. Berglund Å.M., Ingvarsson P.K., Danielsson H., Nyholm N.E.. Lead exposure and biological effects in pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) before and after the closure of a lead mine in northern Sweden // *Environ. Pollut.* 2010. V.158. P.1368–1375.
 11. Черненькова Т. В., Кабиров Р. Р., Механикова Е. В. и др. Демутация растительности после остановки медеплавильного комбината // *Лесоведение.* 2001. № 6. С. 31—37.
 12. Трубина М.Р., Воробейчик. Е. Л., Хантемирова Е. В., Бергман И. Е., Кайгородова С. Ю. Динамика лесной растительности после снижения промышленных выбросов: быстрое восстановление или продолжение деградации // *ДАН. Серия биол.*, 2014. Т. 458. № 6, с. 721–725.

Т.М. Дианова, П.П. Кречетов
МЕХАНИЗМЫ КИСЛОТНО-ОСНОВНОЙ БУФЕРНОСТИ ПОЧВ К
ТЕХНОГЕННЫМ КИСЛОТНЫМ ВОЗДЕЙСТВИЯМ

T.M. Dianova, P.P. Krechetov
MECHANISMS OF ACID-BASE BUFFERING OF SOILS TO
TECHNOGENIC ACID EXPOSURE

МГУ имени М.В. Ломоносова, географический факультет
119234 г. Москва, Ленинские горы, д.1. Тел. (495) 939-21-81, факс (495) 932-88-36
E-mail: krechetov@mail.ru

Аннотация. Проведено изучение величины кислотно-основной буферной способности в почвах различных ландшафтов при кислотном или щелочном воздействии антропогенного происхождения. Исследования кислотно-основной буферной способности почв проводили потенциметрическим титрованием почвенных суспензий кислотой или основанием. На основе проведенных исследований была получена количественная оценка предельной и эколого-геохимической кислотно-основной буферной способности почв различных ландшафтов.

Abstract. The study of the acid-base buffering capacity of soils in different landscapes under acid or alkaline anthropogenic impact was carried out. The studies of acid-base soil buffering capacity were performed using potentiometric titration of soil suspensions by acid or base. Using the results of the research, the quantitative estimates of the utmost and ecological-geochemical acid-base buffering capacity of soils of different landscapes were obtained.

Кислотно-основная буферность - свойство почв, определяющее устойчивость природных ландшафтов при поступлении из вне кислот или оснований. Критерием величины буферной способности служит отсутствие значительных изменений величины рН при поступлении загрязняющих веществ. Однако, в этом случае возникает неясность с оценкой факторов, определяющих величину устойчивости природной ландшафтно-геохимической системы при изменении кислотно-основной обстановки. Так, если активность (концентрация) поступающих оснований или кислот будет меньше, чем в существующей системе, то ее буферные механизмы не будут участвовать в нейтрализации данного воздействия и, следовательно, величина рН не будет меняться. Например, осадки, подкисленные антропогенными выбросами до рН 4,1 и являющиеся кислыми, по сравнению с фоновыми (рН 5,6) в ландшафтах таежно-лесной зоны с подзолистыми почвами с рН 4 не будут нарушать кислотно-основной статус данных почв. Механизмы кислотно-основной буферности почв будут нейтрализовать избыток загрязнителя только при более высоких активностях ионов водорода.

В связи с вышеизложенным необходимо определять два типа кислотно-основной буферной способности почв различных ландшафтов: предельной буферной емкости, обеспечивающей снижение воздействия загрязняющих веществ на сопредельные ландшафты за счет нейтрализации протона и эколого-геохимической буферной емкости, которая обеспечивает снижение активности протона до экологически безопасного уровня.

Существует большое количество работ посвященных изучению воздействия кислот на природные ландшафты и почвы. Данных об устойчивости почв к воздействию щелочных загрязняющих веществ существенно меньше.

Цель:

Дать количественную оценку предельной и эколого-геохимической кислотно-основной буферной способности почв различных ландшафтов при воздействии оснований антропогенного происхождения.

Основным методом исследования кислотно-основной буферной способности почв является потенциметрическое титрование, почвенных суспензий кислотой или основанием.

При кислотно-основном титровании быстрее всего в почве идут реакции с функциональными группами молекул гумусовых кислот (для гуминовых кислот менее 1 минуты), реакции ионного обмена (1-3 минуты) и растворения гидроксидов железа и алюминия (более 3 минут). Однако, даже длительный контакт почвы с реагентом не обеспечивается достижение равновесного состояния при растворении и синтезе глинистых минералов. Так, например, для растворения глинистых минералов не достаточно и 672 часов. Кроме того, в процессе длительного взаимодействия может изменяться величина рН до 1 – 3 единиц за 7 – 28 суток (Понизовский, 1993).

Ход анализа. Водные суспензии готовились при соотношении почва : вода как 1 : 2,5 и перемешивались на магнитной мешалке. Затем проводили титрование почвенных суспензий 0,05 М раствором гидроксида натрия.

Оценку эколого-геохимической кислотно-основной буферной способности почв проводили по количеству основания необходимого для изменение рН до значений выше на пол единицы от исходного (фонового) рН. При смещении рН более чем на 0,5 единицы происходит существенное угнетение почвенных микроорганизмов (Яковлев, 2000).

Предельная буферная емкость к основанию определялась при смещении рН до значений 8,2. Значение рН 8,2 выбрано в соответствии с потенциальной опасностью возникновения токсичного содового засоления после воздействия оснований антропогенного происхождения.

Результаты определения емкости буферности к основанию, рассчитывалось по уравнению:

$$\text{ОН- погл.} = \text{ОН+ исх.} + \text{ОН- доб.} - \text{ОН- кон.},$$

где ОН- исх. и ОН- кон. – исходное и конечное количество гидроксогрупп в водной суспензии, рассчитанное по величинам рН, ОН-доб. – количество добавленных гидроксогрупп, рассчитанное по количеству добавленного основания.

Все величины представлялись в ммоль (-)/100 г почвы.

По результатам лабораторного исследования исследуемые почвы по уменьшению предельной буферной емкости к основанию можно расположить в следующем порядке: горно-лесные дерново-глубокоподзоленные = дерново-глеевые > горно-тундровые торфянисто-перегнойные > дерново-аллювиальные.

Органоминеральные гумусо-аккумулятивные горизонты почв, не смотря на меньшее содержание органического вещества по сравнению с органогенными горизонтами, обладают большей предельной буферной емкостью к основанию. Это может быть связано с увеличением количества функциональных групп по мере развития процесса гумификации. По уменьшению предельной буферной емкости к основанию гумусо-аккумулятивные горизонты исследуемых почв можно расположить в следующей последовательности: дерново-глеевая почва (2,8 ммоль (-)/100г) > горно-лесной дерново-глубокоподзоленной (2,6 ммоль (-)/100 г) > горно-тундровой торфянисто-перегнойной почвы (2,3 ммоль (-)/100 г) > аллювиальной дерновой почвы (0,72 ммоль (-)/100 г).

Максимум предельной буферной емкости к основанию в горизонте А1А2 (3,0 ммоль (-)/100 г) в дерново-глубокоподзоленной почве, с глубиной она несколько снижается и в горизонтах А2 и А2Вg составляет 2,0 и 1,84 ммоль (-)/100 г. Следует отметить, что данные значения выше по сравнению с нижними минеральными горизонтами других почв. Это объясняется, по-видимому, высоким содержанием здесь подвижного алюминия и более тяжелым гранулометрическим составом.

Статистическая обработка результатов показала, что для всех исследованных почв наибольший коэффициент корреляции определен между предельной буферной емкостью к основанию и содержанием гумуса, а также обменным кальцием $r=0,67$ и $0,63$.

В формировании эколого-геохимической буферности к основанию ведущую роль также оказывает содержание гумуса ($r=0,66$), а также величина ЕКО ($r=0,63$) и содержание илистой фракции ($r=0,57$). Эти свойства, отвечают за скорость протекания катионно-обменных реакций

нейтрализации основания. Влияние обменного магния и величины рН не установлено ($r=0,16$ и $-0,12$).

Наибольшей экологической буферной емкости к основанию обладают горизонты Ад и А1(г) дерново-глеевой почвы с максимальной емкостью поглощения (1,8 и 2,4 ммоль (-)/100 г). Минимальные значения установлены для аллювиальных дерновых почв легкого гранулометрического состава почв. Так, для гумусового горизонта почв, величина экологической буферной емкости к основанию составила 0,25-0,35 ммоль (-)/100 г, а для горизонта D - 0,35 ммоль (-)/100 г почвы.

Таким образом, на основе проведенных исследований была получена количественная оценка предельной и эколого-геохимической кислотнo-основной буферной способности почв различных ландшафтов. Следует учитывать, что величина буферной емкости к основанию в лабораторных условиях определяется как некоторая статическая, отличающаяся от природной буферности, характеристика, помогающая сравнить буферность различных типов исследуемых почв при стандартных условиях эксперимента, а также выявить ее связь с почвенными свойствами. В природных условиях, кислотнo-основная буферность почв определяется не только химическими свойствами почвенных компонентов, но и биологическим фактором (деятельность растений и микроорганизмов). Кроме того, на содержание кислотнo-основных компонентов в почвенных горизонтах будет оказывать влияние направление и интенсивность потоков влаги. Буферность почв в природных условиях является динамичным показателем и характеризуется способностью почв не только противостоять изменению рН при добавлении кислоты или основания, но и восстанавливать прежнее значение рН во времени.

Литература

1. Понизовский А.А., Пампура Т.В. Применение метода потенциометрического титрования для характеристики буферной способности почв.// Почвоведение 1993. №3. с. 106-115.
2. Яковлев А. С. Биологическая диагностика и мониторинг состояния почв // Почвоведение, 2000. № 1. С. 70-79.

И.В. Алексеенко, Н.С. Гамова
ВЛИЯНИЕ ЛЕСНЫХ ПОЖАРОВ НА СВОЙСТВА ПОЧВ ТАЁЖНЫХ
ЛАНДШАФТОВ ХРЕБТА ХАМАР-ДАБАН

I.V. Alekseenko, N.S. Gamova
THE IMPACT OF FOREST FIRES ON SOIL PROPERTIES IN BOREAL
LANDSCAPES OF KHAMAR-DABAN MOUNTAIN RANGE

МГУ имени М.В. Ломоносова, 119991, г. Москва, ГСП-1, Ленинские горы, д. 1
E-mail: inna.v.alekseenko@gmail.com, тел.: +7 (967) 594-40-10

Аннотация. Выполнена оценка изменения свойств почв таежных ландшафтов хребта Хамар-Дабан под воздействием лесных пожаров. На территории Байкальского природного биосферного заповедника с момента его основания в 1969 году зарегистрировано более 50 пожаров, приуроченных к различным ландшафтными условиям. Степень пирогенной трансформации свойств почв определяется интенсивностью, типом и временем воздействия пожара. Основными ландшафтными факторами, определяющими степень трансформации свойств почв, являются экспозиция склонов и тип растительности, определяющий качество и количество горючего материала.

Abstract. The assessment of soil properties changes in taiga landscapes of Khamar-Daban under the influence of forest fires was carried out. Since the founding of Baikal Biosphere Reserve in 1969, more than 50 fires have occurred on its territory in various landscape conditions. The degree of soil properties pyrogenic transformation is determined by the intensity, type and time of fire impact. The basic landscape factors, determining the degree of transformation of soil properties, are the slope exposure and the type of vegetation that determines the quality and quantity of combustible material.

Площадь лесов России составляет порядка 20% площади всех лесов мира. По оценкам Рослесхоза, ежегодно миллионы гектаров леса подвергаются воздействию лесных пожаров, причем около 45% возгораний приходится на Сибирский Федеральный округ. Только за 2012 год было зарегистрировано свыше 19000 возгораний леса на территории России, из которых более 8500 пришлось на Сибирский регион. Лесные пожары являются важнейшим экологическим фактором, регулирующим динамику лесного покрова. Они значительно влияют на биоразнообразие, возрастную структуру древостоев и соотношение видов, биогеохимические циклы элементов в лесных экосистемах. Ежегодно под воздействием лесных пожаров трансформируются значительные площади почв. В связи с этим изучение степени трансформации и динамики послепожарного восстановления почв является актуальной темой.

Целью настоящей работы является оценка изменения свойств почв таежных ландшафтов хребта Хамар-Дабан под воздействием лесных пожаров на территории Байкальского природного биосферного заповедника, где с момента основания в 1969 году зарегистрировано более 50 пожаров, приуроченных к различным ландшафтными условиям (Книга..., 1969–2012). Асимметрия северного и южного макросклонов хребта Хамар-Дабан (Снытко и др., 2007) обуславливает различия в количестве и типах возникающих пожаров, напрямую воздействующих на почвенный покров. Так, в целом южный макросклон Хамар-Дабана характеризуется более высокой пожароопасностью по сравнению с северным, что приводит к возникновению большего количества пожаров. Однако различия в количестве и качестве горючих материалов, во многом определяющих тип и интенсивность пожара, порой вызывают формирование более устойчивых пожаров в ландшафтах северного макросклона, что вызывает более сильную трансформацию свойств данных почв.

В 2013 г. было исследовано 26 почвенных разрезов, заложенных на участках гарей 1959, 1969, 1974, 1969 (повторный пожар в 1987), 2003, 2007, 2010 и 2011 гг. На некоторых участках были отобраны образцы почв как из центральной части гари, где интенсивность пожара была наибольшей, так и на периферии, где пожар не имел такой силы. Контрольные

участки выбирались по возможности недалеко от участка гари, чтобы было соблюдено подобие ландшафтных условий – экспозиции и крутизны склона, растительной ассоциации.

В пределах самой гари выбирался наиболее характерный участок, отражающий типичные условия для данного ландшафта. На выбранной для описания точке закладывался почвенный разрез и производились ландшафтные и геоботанические описания. В почвенном разрезе описывались генетические горизонты, по возможности отмечались морфологические изменения, вызванные пожаром. С помощью соляной кислоты изучалось присутствие пирогенного кальцита. Почвенные образцы отбирались из самого верхнего горизонта, испытавшего воздействие пожара, и нижележащих генетических горизонтов. Всего отобрано 96 почвенных образцов. В Эколого-геохимическом НОЦ географического факультета МГУ проведено определение актуальной кислотности почв, содержания углерода органических соединений (методом Тюрина), состава гумуса (методом Кононовой и Бельчиковой), вещественного состава почв (рентгенфлуорисцентный анализ на приборе СПЕКТРОСКАН МАКС-gv-4), подвижных форм К и Р (методом Кирсанова).

Во время пожаров наибольшему влиянию высокой температуры подвергаются верхние несколько сантиметров почвы, поэтому наиболее кардинальные изменения происходят в подстилке и верхней части гумусового горизонта. В процессе горения происходит значительная потеря органического вещества почвы (Neff et al., 2005; Цибарт, Геннадиев, 2009). Под воздействием высоких температур во время пожара большая часть углерода С органического вещества окисляется до газообразных форм (в основном CO_2 , в меньшей степени CO и CH_4) и улетучивается, а 1–3% формируют так называемый пирогенный углерод или «черный углерод» (Preston et al., 2006). Во время интенсивных пожаров происходит уничтожение органического вещества напочвенных горизонтов и верхней части гумусового горизонта, а также образование большого количества карбонатных соединений щелочных и щелочноземельных элементов, что вызывает увеличение реакции рН.

Как отмечают Ю.Н. Краснощеков и др. (2005), изменение кислотности верхних горизонтов почв наиболее отчетливо сохраняется в течение первого года после пожара. Если до пожара величина рН подстилки дерново-подзолистой почвы в пихтарниках южной тайги Красноярского края составляла 5,7–5,9, то после прохождения низового пожара реакция рН равна 8,7. Через два месяца после пожара рН поверхностного горизонта равен 8,0, и только на участках гари десятилетней давности реакция верхних органогенных горизонтов восстанавливается.

В золе содержатся элементы питания (N, P, K), которые взаимодействуя с почвенными растворами, вовлекаются в биологический круговорот. Эти элементы, попадая в почву, сорбируются илистой фракцией почвы и оксидами железа и алюминия, захватываются растениями, выносятся с латеральным и эрозионным стоком. Помимо элементов питания, поступающих в ландшафт после прохождения пожара, большое количество Fe, Al, Zn, Mn и других металлов поступает в ландшафт вместе с золой (Pereira et al., 2011).

Анализируя временные ряды почв гарей хребта Хамар-Дабан от наиболее свежих к более старым, можно сделать вывод, что содержание калия и фосфора с одной стороны зависит от количества золы, поступившей во время пожара на поверхность почвы, а с другой стороны определяется ландшафтными условиями. Количество атмосферных осадков, рельеф и механический состав почв определяют условия выноса элементов питания за пределы почвенного профиля, а растительные ассоциации, занявшие гарь, определяют количество поступающих в почву элементов питания и степень их удержания в верхних горизонтах почв.

В результате исследования пирогенной трансформации свойств почв таежных ландшафтов хребта Хамар-Дабан были сделаны следующие выводы:

1. Степень пирогенной трансформации свойств почв определяется интенсивностью, типом и временем воздействия пожара.

- На участках прохождения низовых пожаров высокой интенсивности в почвах гарей по сравнению с почвами контрольных участков отмечается: а) уменьшение содержания органического вещества; б) увеличение соотношения $C_{гк}/C_{фк}$; в) повышение значений рН и электропроводности; г) увеличение содержания подвижных форм К и Р.
- На участках пожаров малой интенсивности пирогенная трансформация свойств почв выражена слабее: а) содержание органического вещества, как правило, на участках гарей по сравнению с контрольными участками увеличивается в связи с интенсификацией дернового процесса и активизации микробиологических процессов; б) отношение $C_{гк}/C_{фк}$ уже; г) значения рН на участках гари и контроля менее контрастны.

2. Скорость восстановления свойств пирогенно-измененных почв определяется следующими факторами:

- *Интенсивностью пожара.* а) После высокоинтенсивного пожара новые свойства долго сохраняются в почве. Наиболее консервативным показателем является величина рН. На участке гари 1959 года через 65 лет после пожара разница рН верхнего органогенного горизонта почв гари и контрольного участка составляет 0,7 единицы рН. б) На участках менее интенсивных гарей свойства пирогенно-измененных почв быстрее возвращаются к исходному состоянию. в) На участках высокоинтенсивных пожаров восстановление почвенной фауны идет медленнее, за счет чего дерновый процесс начинается не сразу после пожара. На участках пожаров слабой интенсивности интенсифицируется дерновый процесс за счет поступления элементов питания и сохранения многих видов почвенной фауны.
- *Типом растительности, поселяющейся на гари.* а) Возобновление растительного покрова на участках гарей как правило идет с поселения мелкотравья и кустарничков, затем подселения мелколиственных пород. Опад этих растений богат зольными элементами, поэтому в на участках гарей количество элементов питания может превышать их содержания на контрольных участках. б) Также опад мелколиственных пород имеет менее кислую реакцию среды, за счет чего на участках гарей дольше сохраняются повышенные значения рН.
- *Количеством осадков.* На участках с большим количеством осадков элементы питания выщелачиваются быстрее за пределы почвенного профиля, тем самым пирогенно-измененные свойства почвы возвращаются к исходным значениям быстрее.
- *Механическим составом почв:* а) Свойства почв с легким механическим составом быстрее возвращаются к исходному состоянию за счет меньшей сорбционной способности. б) Почвы с более тяжелым механическим составом дольше сохраняют пирогенно-измененные свойства. в) Важным фактором в сохранении свойств пирогенно-трансформированных почв является пирогенный углерод, повышающий емкость катионного обмена, тем самым способствуя закреплению элементов питания в почве.

Заключение

В результате исследования пирогенной трансформации свойств почв таежных ландшафтов хребта Хамар-Дабан было установлено:

1. Степень пирогенной трансформации свойств почв определяется интенсивностью, типом и временем воздействия пожара. На участках прохождения низовых пожаров высокой интенсивности в почвах гарей по сравнению с почвами контрольных участков отмечается уменьшение содержания органического вещества, увеличение соотношения $C_{гк}/C_{фк}$, повышение значений рН и электропроводности, увеличение

содержания подвижных форм К и Р. Наличие пирогенного углерода повышает емкость катионного обмена, тем самым способствуя закреплению элементов питания в почве. На участках пожаров малой интенсивности пирогенная трансформация свойств почв выражена слабее.

2. Основными ландшафтными факторами, определяющими степень трансформации свойств почв, являются экспозиция склонов хребта Хамар-Дабан и тип растительности, определяющий качество и количество горючего материала. Южный макросклон характеризуется более высокой пожароопасностью за счет более сухого и жаркого климата, большей крутизны склонов, влияющей на скорость распространения огня. Наибольшей интенсивностью и продолжительностью пожаров отличаются расположенные на нем кедровые леса с кедровым стлаником. Темнохвойные леса северного макросклона (в основном пихтовые и кедровые) характеризуются значительными запасами валежа, завалов, сухостоя и т.п., однако в силу их высокой влажности интенсивность пожаров здесь ниже, чем на южном макросклоне.
3. Динамика восстановления свойств пирогенно-измененных почв определяется степенью их трансформации при термическом воздействии. После пожаров высокой интенсивности новые свойства долго сохраняются в почве. Почвы легкого гранулометрического состава быстрее возвращаются к исходному состоянию за счет меньшей сорбционной способности и выносу зольных элементов за пределы профиля.
4. Возобновление растительного покрова на участках гарей как правило идет с поселения мелкотравья и кустарничков, что приводит к усилению процесса гумусонакопления по сравнению с исходными неизмененными почвами. Высокозольный опад этих растений обеспечивает поддержание высокого содержания элементов питания в верхнем гумусовом горизонте и сохранение низкого уровня кислотности.

Литература

1. Ваганов Е.А., Фуряев В.В., Сухинин А.И. Пожары сибирской тайги // Природа. – 1998. – № 7. – С. 51-62.
2. Книга учёта пожаров Байкальского заповедника 1969–2012 гг. Рукопись. Служебные материалы Байкальского государственного природного биосферного заповедника.
3. Краснощеков Ю.Н., Валендик Э.Н., Безкоровайная И.Н., Верховец С.В., Кисилыхов Е.К., Кузьмиченко В.В. Влияние контролируемого выжигания шелкопрядников на свойства дерново-подзолистых почв в Нижнем Приангарье // Лесоведение. – 2005. – № 2. – С. 16-24.
4. Снытко В.А., Семенов Ю.М., Семенова Л.Н., Данько Л.В. Геохимия ландшафтов бассейна озера Байкал // География и природные ресурсы. – 2007. – № 3. – С. 191-197.
5. Цибарт А.С., Геннадиев А.Н. Направленность изменения лесных почв Приамурья под воздействием пирогенного фактора // Вестник Московского университета. – 2009. – Сер. 5., География. – С. 66-74.
6. Neff J.C., Harden J.W., Gleixner G. Fire effects on soil organic matter content, composition, and nutrients in boreal interior Alaska // Canadian Journal of Forest Research. – 2005. – V. 35. – P. 2178-2187.
7. Pereira P., Úbeda X., Martin D. Heavy metals released from leaf litter exposed to different fire temperatures. A laboratory experiment // Sustainable development strategy and practice. – 2011. – V. 1. – № 5. – P. 137-154.
8. Preston C.M., Schmidt M.W.I. Black (pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions // Biogeosciences. – 2006. – № 3. – P. 397-420.

УДК: 504.6

Л.Ю. Дитц, Е.В. Катункина
ТЕХНОГЕННЫЕ НАРУШЕНИЯ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА ПРИ
РАЗРАБОТКЕ НЕФТЯНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ

L.Y. Ditz, E.V. Katunkina
ANTHROPOGENIC SOIL DISTURBANCE UNDER DEVELOPMENT OF
OIL FIELDS

Новосибирский государственный университет экономики и управления
E-mail: l.ditz@mail.ru, katunkina_ewa@mail.ru

Аннотация. Дана характеристика основных видов техногенных воздействия на почвенный покров северных районов Западной Сибири при разработке и добычи нефти. Нефтяные загрязнения отрицательно влияют на физико-химические и биологические свойства почв. Степень загрязнения зависит от промышленных мощностей добычи нефти и сроков эксплуатации.

Abstract. The characteristic of the main types of anthropogenic impact on the soil cover in the northern regions of Western Siberia under the development and production of oil is given. Oil pollution negatively affects physico-chemical and biological properties of soils. The degree of contamination depends on the industrial capacity of oil production and reservoir life.

Государственная политика освоения нефтяных месторождений Западной Сибири в шестидесятые - восьмидесятые годы сводилась к требованию скорейшего получения максимальной добычи нефти при минимуме затрат на добычу сырья. Разработка месторождений осуществлялась преимущественно вахтовым методом, обустройство месторождений нефти производилось с наименьшими затратами в расчете на предельную интенсивность выработки месторождений [1]. Экологической безопасности строящихся нефтегазопромысловых объектов фактически не уделялось внимания, природоохранные мероприятия практически не осуществлялись, средства, выделяемые на повышение технологической надежности трубопроводов, максимально экономились. Первые порывы внутрипромысловых нефтепроводов, сопровождавшиеся разливами значительных объемов нефти, начались вскоре после их строительства.

Ликвидацией экологических последствий аварий вплоть до 90-х годов нефтедобывающие предприятия практически не занимались. Часть нефти, разлитой в доступных местах, откачивалась, разливы нефти в непосредственной близости от промысловых объектов засыпались песком. Большинство же нефтеразливов оставалось брошенным или выжигалось. Нефтяные разливы приводят к загрязнению окружающей среды.

Почвенно-растительный покров является одним из основных объектов воздействия при строительстве и эксплуатации нефтегазодобывающих комплексов.

При огромной территории и кажущемся изобилии земельных ресурсов северные районы Западной Сибири бедны продуктивными землями из-за сильной заболоченности и широкого распространения низкоплодородных песчаных почв.

Преобладание в течение большей части года отрицательных температур в переувлажненных почвах, продолжительное их оттаивание, а также высокая влажность воздуха создают условия для преимущественного развития на территории междуречий полугидроморфных и гидроморфных почв: подзолистых элювиально-глеевых, болотно-подзолистых, болотных торфяных и торфяников [2].

Для сравнительной оценки негативного воздействия нефтегазодобывающего комплекса были рассмотрены участки, отражающие типичные природные ландшафты, и нарушенные территории, почвы которых испытывают интенсивные техногенные воздействия.

Причинами деградации почвенного покрова служат все технологические объекты, необходимые при разработке месторождений и добыче углеводородов. К ним относятся площадки кустового бурения, подъездные дороги, трубопроводы, линии электропередачи, дожимные насосные станции (ДНС), компрессорные станции (КС), центральные пункты

сбора и подготовки нефти (ЦПС), базы производственного обслуживания, карьеры и др. Все они требуют изъятия земель и связаны с полным разрушением экосистем на месте строительства.

К нарушениям, которые технологически не регламентированы и связаны с авариями, неконтролируемой деятельностью человека и вторичным косвенным действием промышленных объектов на сопредельные экосистемы, относятся нефтяные разливы, нефтяные и солевые загрязнения, подтопления, а также механические нарушения, возникающие при устранении различного рода аварий и связанные с ненормированным использованием техники.

Для характеристики степени воздействия необходимо выделение факторов, приводящих к деградации почвенного покрова в условиях современного техногенеза (табл.1).

Таблица 1

Перечень видов техногенного воздействия и его последствия [3]

Техногенные факторы	Изменение свойств почв
Строительство гидротехнических сооружений	Зарегулирование водного стока, формирование искусственных водоемов, образование локальных базисов эрозии
Добыча полезных ископаемых	Выемка больших объемов грунта, суффозии, провалы, понижение уровня грунтовых вод
Строительство линейных сооружений (нефтегазопроводы)	Солифлюкция и термокарст в условиях вечной мерзлоты
Лесозаготовка	Разрушение органогенных горизонтов, уничтожение почвенного покрова
Добыча нефти	Загрязнение территории техногенными продуктами добычи нефти
Газовые факелы	Угнетение растительной и почвенной биоты
Строительство дорог и коммунальных сооружений без учета особенностей гидрологии	Изменение распределения поверхностных и почвенно-грунтовых вод, заболачивание лесов

Вдоль трасс линейных сооружений (ЛЭП), которые сопровождаются сплошной вырубкой лесных массивов и механическим нарушением почвенно-растительного покрова, происходит полная или частичная ликвидация верхнего органогенного горизонта. Нарушается естественный природный баланс территории.

Загрязнение почв нефтью отрицательно влияет на их физико-химические и биологические свойства.

Глубина проникновения нефти зависит от множества факторов: гранулометрического состава почв, степени их нарушенности, уровня грунтовых вод, объема выброса и количества несобранной нефти, сезона и давности разлива, уклона местности, выраженности микрорельефа, эффективности мероприятий, применявшихся для сбора нефти [4].

При аварийных разливах нефть быстро растекается по поверхности, проникновение в почву не превышает 20 см на повышениях и 40 см — в ложбинах. Основное ее количество (90%) находится в 15-сантиметровом слое. В торфяно-подзолистых и торфяных почвах глубина проникновения нефти обычно не превышает 15 см, причем 90% ее сосредоточено в слое 0—10 см.

Так под влиянием нефти в почвах увеличивается рН, снижается гидролитическая кислотность. Отдельные высокие значения рН водной и солевой вытяжек были отмечены в почвах, расположенных в непосредственной близости от кустовых площадок нефтяных скважин, газо- и нефтепроводов, отсыпки дорог и других механических повреждений почвенного покрова. Значения рН водной вытяжки составляют в них 5,2-5,6, в подзолистых и торфяно-подзолистых почвах незагрязненных территорий рН составляет 4,5-5,0. Подобные закономерности были отмечены и по шлейфу распространения факелов

сжигания сопутствующих газов, отходы сгорания которых накапливаются в верхних горизонтах почв.

Был проведен сравнительный анализ содержания гумуса в естественных почвах и в почвах, находящихся в непосредственной близости от кустовых площадок и нефтепроводов. Было отмечено увеличение содержания органического вещества в почвах до 5.38-7.56 % по сравнению с незагрязненными.

Нефтяные загрязнители почв представлены в виде многокомпонентных смесей [5]. В их составе большую роль играют водорастворимые соли. При добыче нефти в Западной Сибири для заводнения буровых скважин используются воды, имеющие хлоридно-натриевый состав. Сырая нефть эксплуатируемых месторождений также содержит органические и минеральные соединения, в том числе и легко растворимые соли, представленные в основном хлоридами (от 36 до 105 мг/л др.).

Анализ водной вытяжки из торфянисто-подзолистых поверхностно-глеевых почв, загрязненных нефтью, свидетельствует о значительном содержании в верхних горизонтах легкорастворимых солей. Например, содержание сухого остатка в верхних горизонтах составляет 0,399%, а у незагрязненных почв 0,178%. В составе водных вытяжек из загрязненных нефтью почв доминирующее положение среди анионов занимает хлор, также отмечается нарастание суммы катионов калия и натрия. Легко растворимые соли непосредственно после прорыва нефтепроводов отмечаются в верхней части профиля почв подзолистого типа. В связи с промывным типом водного режима легкорастворимые соли, поступившие в почвы с нефтью, быстро выносятся за пределы почвенного профиля.

Степень загрязнения зависит от промышленных мощностей добычи нефти и сроков эксплуатации. На молодых еще не выведенных на полную мощность месторождениях нефти степень загрязнения почв носит локальный характер. Кроме того, следует отметить, что скорость формирования растительности и почвенного покрова при нефтяном загрязнении в значительной степени определяется процессами деградации нефти в почве. В первые месяцы после загрязнения происходят в основном абиотические процессы изменения нефти в почвах, содержание нефтепродуктов в результате этого снижается на 40-50 %. В дальнейшем это снижение идет очень медленно.

Таким образом, в связи с высокой техногенной нагрузкой актуальным становится вопрос об устойчивости почв, о возможности и скорости возобновляемости почвенных ресурсов во времени в разных биоклиматических условиях.

Слабая теплообеспеченность, высокая гидроморфность и бедность почв болотно-таежных экосистем минеральными элементами питания, низкая активность микрофлоры увеличивают время процессов биodeградации нефти и продолжительность воздействия на них наиболее агрессивных ее фракций и компонентов.

Литература

1. Катункина Е.В. Влияние инновационной деятельности на эффективность нефтедобычи / Научные труды SWorld. 2012. Т. 19. № 1. С. 34-38.
2. Дитц Л.Ю. Изучение пространственно-временной динамики почвенного покрова на основе ГИС-технологий и космических снимков / Сборник науч. статей «Эколого-географические исследования восточной части Сибирских Увалов», Нижневартовск 2009. Выпуск 4, с.4-15..
3. Дитц Л.Ю., Смоленцев Б.А. Геоинформационная система в почвенной картографии. – Новосибирск: Наука, 2002. –78с.
4. Пиковский Ю.И., Солнцева Н.П. Геохимическая трансформация дерново-подзолистых почв под влиянием потока нефти // Техногенный поток веществ в ландшафтах и состояние экосистем. М., 1981.
Шор Е.Л., Хуршудов А.Г. Оценка средних фоновых концентраций нефтепродуктов в почвах и поверхностных водах нефтяных месторождений Нижневартовского района//Исследования эколого-географических проблем природопользования для обеспечения территориальной организации и устойчивости развития нефтегазовых регионов России: Теория, методы и практика. – Нижневартовск:НГПИ, ХМРО РАЕН, ИОА СО РАН, 2000. – С. 147 – 148.

Дж.Ю. Васильчук

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ ФОРМИРОВАНИЯ КАРБОНАТНОГО ПРОФИЛЯ ПОЧВ КРИОАРИДНЫХ ЛАНДШАФТОВ КОТЛОВИНЫ ОЗЕРА АК-ХОЛЬ

J.Y. Vasil'chuk

GEOCHEMICAL FACTORS OF CARBONATE SOIL PROFILE FORMATION IN CRYO-ARID LANDSCAPES OF LAKE AKHOL' BASIN

Географический факультет МГУ имени М.В.Ломоносова

E-mail: jessica.vasilchuk@gmail.com

Abstract. The study focuses on geochemical factors of carbonate profile formation of soils in cryo-arid landscapes. Two types of carbonate sources are found: paleo- and modern hydromorphic Parent material on the study site is presented by granite and gneiss. Carbonates found on the shores of contemporary perched lakes are represented by sodium and magnesium carbonates. Their origin is connected with mineralized groundwaters, that is shown by very low values of $\delta^{18}\text{O} = -6.13\text{‰}$ of perched lake water in comparison to values of lake Akhol' water $\delta^{18}\text{O} = -15.19\text{‰}$. Carbonate coating on rock debris, found in soils of ancient lake terraces, are represented by CaCO_3 and MgCO_3 .

Криоаридные ландшафты имеют весьма широкое распространение в горных областях России и Монголии. Для почв, формирующихся в данных условиях, характерно присутствие карбонатных солей в почвенном профиле. Натечные карбонатные новообразования (бородки) на нижних поверхностях каменистых включений являются отличительным морфологическим признаком криоаридного педогенеза [1]. Исследователями описаны различные точки зрения на их генезис [2, 3, 4], в том числе их образование связывается с палеогидроморфизмом. Цель данного исследования - выявить ландшафтно-геохимические факторы формирования карбонатного профиля почв в криоаридных ландшафтах, закономерности распределения и генезис педогенных карбонатов в почвах котловины озера Ак-Холь.

Участок исследования располагается на юго-востоке Горного Алтая, в котловине озера Ак-Холь ($50^{\circ}16'$ с.ш., $89^{\circ}35'$ в.д.), на абсолютной высоте 2200 м (рис.1).

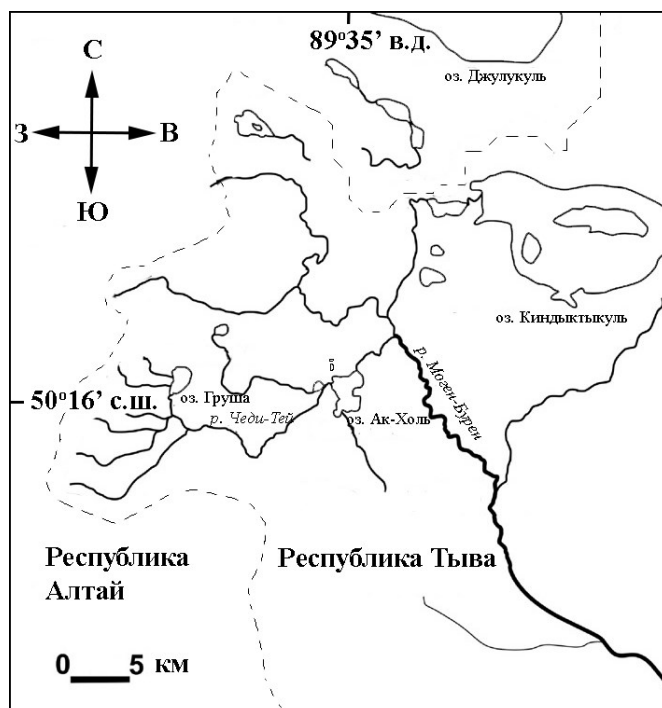


Рис. 1. Расположение участка исследований.

Котловина озера Ак-Холь осложняет Джулукульскую межгорную котловину. Данная территория характеризуется экстраконтинентальным климатом, отрицательными среднегодовыми температурами и малым среднегодовым количеством осадков – $-3,9^{\circ}\text{C}$ и 104,3 мм (по данным станции Кош-Агач за период наблюдений с 2005 по 2015 год). Для осадков характерен летний максимум. Объекты исследования находятся на северном макросклоне котловины. В рельефе выделяются древние озерные террасы на высоте 2390 метров, что превышает современный уровень озера почти на 200 метров. Кровля многолетнемерзлых пород в июле залегает на глубине 2-3 м на хорошо дренированных позициях. Почвообразующей породой на исследуемом участке является щебнистый супесчано-песчаный пролювий сложенный преимущественно обломками гранитов и гнейсов, подстилаемый гранитами, гнейсами, гранито-гнейсами, кварцитами, хлоритовыми сланцами, карбонатных пород на участке исследования не обнаружено.

Основные водные объекты исследуемой территории: озеро Ак Холь, являющееся проточным и небольшие по площади высокогорные бессточные озера, одно из которых находится на исследуемом участке. Озеро Ак Холь имеет нейтральный pH (6,9), по минерализации ультрапресное (18 мг/л), по составу гидрокарбонатно-кальциевое. Минерализованное бессточное озеро имеет более слабощелочной pH (7,6), минерализацию 400 мг/л и гидрокарбонатно-натриево-магниевый состав. Значение $\delta^{18}\text{O}$ воды озера Ак-Холь $-15,19\text{‰}$, а минерализованного озера $-6,13\text{‰}$. Такое различие может говорить о возможном влиянии на формирование бессточного озера подземных вод. В ходе исследования были заложены две ландшафтно-геохимические катены с единой автономной позицией и подчиненными позициями приуроченными к озеру Ак-Холь и к минерализованному бессточному озеру. Почвы в северной части котловины представлены криоаридными типичными натечно-карбонатными в них карбонаты встречаются в виде натечных форм, а также в рассеянном виде в почвенной массе, на аккумулятивной террасе оз. Ак-Холь обнаруживаются бескарбонатные аллювиальные серогумусовые почвы, в приозерном понижении бессточного минерализованного озера вскрыты солончаки глеевые. Растительность криоаридной катены представлена сухостепными сообществами с преобладанием полыни пижмолистной и серебристолистной, зубровки душистой, житняка. В более увлажненных мезопонижениях встречаются астрагал, астра альпийская, горечавка холодная, смолевка вздутая. Криоаридная катена с подчиненной позицией приуроченной к озеру Ак-Холь характеризуется появлением в криоаридных почвах на склоне карбонатных новообразований с глубины 30-50 см, граница вскипания мелкозема совпадает с границей распространения карбонатных новообразований. Максимумы радиального распределения карбонатов в мелкоземе совпадают с максимальной концентрацией новообразований в иллювиально-карбонатных горизонтах. Что касается латерального распределения карбонатов, происходит накопление (возможно остаточное) в трансэлювиально-аккумулятивных позициях и обеднение карбонатами в автономной и трансэлювиальных позициях. В почвах в составе солей преобладают гидрокарбонаты кальция и магния. Возраст исследованных карбонатных кутан, составляет 6,0-7,3 тыс лет [4]. Катена, подчиненная позиция, которой приурочена к минерализованному озеру, характеризуется иным радиальным распределением карбонатных солей, в подчиненной ландшафтной позиции максимум карбонатов в профиле наблюдается на глубине 20-30 см, тогда как карбонатные новообразования отсутствуют. В трансэлювиально-аккумулятивной позиции карбонатные новообразования появляются с 10 сантиметров, как и вскипание профиля, максимум карбонатов в мелкоземе приходится на горизонт ВС на глубине 70-135 см. В катионном составе легкорастворимых солей в почвах этой катены появляется натрий, а магний преобладает над кальцием (также он преобладает и в водах озера).

По результатам исследования были сделаны следующие выводы:

1. Максимум содержания карбонатов в мелкоземной почве криоаридной катены в распределении по почвенному профилю соответствует наибольшему скоплению карбонатных новообразований;
2. Латеральное распределение содержания карбонатов в мелкоземной почве криоаридной катены согласуется с денудационно-аккумулятивными свойствами элементарных ландшафтов, то есть наблюдается накопление карбонатов (возможно остаточное) в трансэлювиально-аккумулятивных позициях и вынос в трансэлювиальных и автономных позициях; в почвах криоаридно-гидрометаморфической катены накопление карбонатов связано с современным гидроморфизмом и, вероятно, определяется влиянием жестких подземных вод, которое влияние которых подтверждается относительно тяжелым изотопным составом вод озера.;
3. Состав карбонатов в двух катенах различен. В почвах криоаридной катены преобладают карбонаты кальция и магния, в почвах криоаридно-гидрометаморфической катены встречаются также и карбонаты натрия.
4. Генезис карбонатных кутан в исследованных криоаридных почвах вероятно связан с палеогидроморфизмом, что подтверждается их положением на древних террасах озера.

Полевые работы выполнены при поддержке проекта РФФИ (грант № 13-04-01829 А), химико-аналитические работы и анализ данных профинансированы Российским научным фондом (грант № 14-27-00083).

Литература

1. Волковинцер В.И. Степные криоаридные почвы. – Под ред. Ковалева Р.В. – Из-во Наука, Сибирское отделение – Новосибирск. – 1978. – 206 с.
2. Голубцов В.А., Черкашина А.А. Генезис карбонатных натечков в четвертичных отложениях Южного Прибайкалья // География и природные ресурсы. – № 2. – 2014. – с 62– 70.
3. Гончарова О.Ю., Криоаридные почвы юго-восточного Алтая - автореф. дис. ... канд. биол. наук : 3.00.27. – М. – 1997. – 26 с.
4. Cherkinsky A., Bronnikova M., Turova I. ^{14}C variation in layered coatings of soils as a proxy of Holocene environmental changes in mountains of the South Siberia // Radiocarbon in the Environment Conference 2014, 18 -22 August 2014. Queen's University, Belfast. Book of abstracts. – p. 81.

УДК 504.75

А.В. Шарапова
ВЛИЯНИЕ ТЕХНОГЕННЫХ ПОТОКОВ В РАЙОНАХ УГЛЕДОБЫЧИ
НА ЦЕЛЛЮЛОЗОЛИТИЧЕСКУЮ АКТИВНОСТЬ ПОЧВ

A.V. Sharapova
INFLUENCE OF TECHNOGENIC FLOWS IN AREAS OF COALFIELDS
ON SOIL CELLULOLYTIC ACTIVITY

МГУ имени М.В. Ломоносова, географический факультет
119234 г. Москва, Ленинские горы, д.1, Тел. (495) 939-22-38, факс (495) 932-88-36
E-mail: info@geogr.msu.ru

Аннотация. Угольные отвалы территории Подмосковского бурогоугольного бассейна содержат значительные объемы химически активных восстановленных веществ. С течением времени изъятые и складированные на земной поверхности горные массы трансформируются под действием процессов химического и биохимического окисления. В представленной работе рассматривается биохимическая составляющая этих процессов, для оценки интенсивности которой был использован показатель биохимического окисления легкогидролизуемых органических веществ, рассчитанный по результатам мониторинга целлюлозолитической активности почвы.

Abstract. A great deal of coal spoil tips are situated in Moscow Brown Coal Basin. They contain large volumes of reduced carbon compounds. The material of spoil tips is moved by external factors to surrounding landscapes where processes of their transformation are taking place. The base of transformation of reduced compounds is an oxidation process of chemical and biochemical origin. The presented research quantifies a biochemical constituent of that oxidation process. The assessment criterion is an indicator of biochemical oxidation of easy-hydrolyzing organic substances. It is calculated by the results of soil cellulolytic activity monitoring.

Важным аспектом технологии добычи угля является формирование на поверхности Земли отвалов и терриконов вскрышных и вмещающих пород, содержащих большое количество химически активных восстановленных веществ. С течением времени изъятые и складированные на земной поверхности горные массы под действием экзогенных процессов трансформируются. Основными механизмами перераспределения материала террикона являются гравитационный процесс, водная и ветровая эрозия, которые в совокупности формируют поток рассеяния техногенных восстановленных веществ. Все это приводит к изменению природных ландшафтно-геохимических условий и формированию новых техногенных геохимических структур. В основе изменений лежит ландшафтно-геохимический процесс, обусловленный окислительной трансформацией восстановленных веществ. Направление и степень выраженности трансформации обусловлены природными условиями конкретных территорий, однако, попадая в природные системы, сами техногенные вещества оказывают влияние на протекание природных геохимических процессов и способствуют формированию новых типов элементарных техногенных ландшафтов. Такие техногенные образования достаточно широко распространены в лесостепной зоне Тульской области и приурочены к территории Подмосковского бурогоугольного бассейна (ПБУБ). Для прогноза изменения ландшафтов зон влияния терриконов угольных шахт актуальным является характеристика окислительно-восстановительного (ОВ) состояния техногенно-трансформированных почв с учетом как химических, так и биохимических процессов.

Целью проведенных исследования являлась оценка интенсивности процесса биохимического окисления в поверхностных горизонтах техногенно-трансформированных почв.

Экспериментальные исследования проводились в пределах Новомосковского района Тульской области в 2010 году на 13 площадках, расположенных на различном удалении от источника поступления техногенных восстановленных веществ терриконов. Объектами исследований являлись почвы природных ландшафтов (лугово-черноземная почва и

чернозем выщелоченный) и природно-техногенных (непочвенные образования, слабозадернованные техногенные делювиальные/пролювиальные отложения, чернозем выщелоченный техногенно-трансформированный и лугово-черноземная техногенно-трансформированная почва) ландшафтов.

Для оценки интенсивности биохимических окислительных процессов был использован показатель *биохимического окисления легкогидролизуемых органических веществ (ЛГОВ)*. Определение этого показателя основывается на применении метода оценки целлюлозолитической активности с использованием тест-объектов известной массы. В качестве модельного тест-объекта использовались фрагменты льняного полотна, которые закладывались в трехкратной повторности на период 1 месяц в поверхностные горизонты (0-10 см) исследуемых почв и грунтов на протяжении одного вегетационного периода (апрель-октябрь). Значение показателя биохимического окисления ЛГОВ рассчитывается по разнице масс тест-объектов до и после инкубации в поверхностные почвенные горизонты и выражается в мг на г ЛГОВ, окисленного в сутки.

Процесс биохимического окисления ЛГОВ, протекающий в почвенной толще, связан с микробиологической активностью почв, которая, в свою очередь, зависит от ряда факторов: гидротермических условий, наличия достаточного количества питательных веществ в среде, влияния токсичных для микроорганизмов соединений. Анализ метеопараметров позволяет предположить, что наиболее благоприятные условия для жизнедеятельности микроорганизмов отмечались в период с мая по июнь, когда температура и условия увлажнения были оптимальны. Самым неблагоприятным временем для микробиологической активности за весь период наблюдений стал срок инкубации с июня по июль, что связано с очень высокими температурами и крайне малым увлажнением.

Особенности биохимического окисления ЛГОВ в природных ландшафтах. Значения показателя биохимического окисления ЛГОВ в почвах природных ландшафтов – от 2 до 28 мг/г ЛГОВ в сутки. Максимальная интенсивность процесса биохимического окисления отмечается в период с мая по июнь. Более высокие абсолютные значения целлюлозолитической активности характерны для гумусового горизонта лугово-черноземной почвы: 6,8-28 мг/г по сравнению с 2-19 мг/г ЛГОВ в сутки для поверхностных горизонтов чернозема выщелоченного.

Особенности биохимического окисления ЛГОВ в природно-техногенных ландшафтах. Заложенные в природно-техногенных ландшафтах участки можно условно разделить на три группы. Первая группа занимает трансаккумулятивные ландшафты зон распространения незадернованного техногенного пролювия и делювия, лишённого растительности. Тест-объекты инкубировались в поверхностные горизонты непочвенных образований, сформированных на техногенных перемещенных отложениях. Значения показателя биохимического окисления ЛГОВ в поверхностном слое составляют 0,2-2,5 мг/г ЛГОВ в сутки. Интенсификация процесса биохимического окисления характерна для периода наблюдений с июля по сентябрь. Большие значения показателя отмечены в поверхностном слое техногенного делювия (0,3-2,5 мг/г ЛГОВ в сутки). В поверхностных горизонтах техногенного пролювия, толща которого характеризуется периодическим переувлажнением, процесс биохимического окисления ЛГОВ выражается в меньших значениях показателя (0,2-1,6 мг/г ЛГОВ в сутки).

Вторая группа участков заложена на трансаккумулятивных позициях и характеризует природно-техногенные ландшафты зоны распространения слабозадернованных техногенных делювиальных/пролювиальных отложений. Для данной группы степень биохимического окисления ЛГОВ составляет от 1 до 16 мг/г ЛГОВ в сутки. Максимальные значения отмечены в мае-июне. Более высокие значения показателя характерны для поверхностных горизонтов дерновых слаборазвитых почв, сформированных на техногенном пролювии, характеризующихся условиями периодического переувлажнения

(от 3 до 16 мг/г ЛГОВ в сутки). Для поверхностных горизонтов дерновых почв, формирующихся на делювиальных отложениях, степень биохимического окисления ЛГОВ несколько ниже (1-11 мг/г ЛГОВ в сутки).

Третья группа участков характеризует элементарные природно-техногенные комплексы трансаккумулятивных позиций периферийных зон распространения техногенных делювиальных и пролювиальных отложений. Тест-объекты инкубировались в поверхностный горизонт чернозема выщелоченного техногенно-трансформированного и лугово-черноземной техногенно-трансформированной почвы. Показатель степени биохимического окисления ЛГОВ для данной группы характеризуется диапазоном значений от 0,6 до 15 мг/г ЛГОВ в сутки. Пик биологической активности приходится на май-июнь. Наибольшие значения показателя отмечаются в почвах периферийных зон пролювиальных шлейфов, в техногенно-трансформированных органических горизонтах лугово-черноземной почвы (5-15 мг/г ЛГОВ в сутки). Процесс биохимического окисления в органическом горизонте техногенно-трансформированного чернозема выщелоченного менее интенсивный, значения показателя варьируют в пределах 0,6-9 мг/г ЛГОВ в сутки.

Таким образом, интенсивность протекания процесса биохимического окисления определяется степенью микробиологической активности, которая обусловлена наличием органического вещества, способного к биохимическому окислению, а также ландшафтно-геохимическими условиями функционирования микробоценоза.

Ведущим фактором, определяющим интенсивность процесса окисления, является характер гидротермического режима. Так, наибольшая степень протекания процесса окисления для большинства рассмотренных участков наблюдается в условиях оптимума температуры и увлажнения – в мае-июне. Кроме того, наибольшие абсолютные значения характерны для гумусового горизонта чернозема лугового, отличающегося более длительным периодом благоприятных гидротермических условий.

Наибольшая степень биохимического окисления ЛГОВ характерна для поверхностных горизонтов природных почв. Почвы и грунты природно-техногенных ландшафтов характеризуются более низкими значениями показателя биохимического окисления, что во многом определяется свойствами новообразованных почв и грунтов, обеспечивающих условия функционирования микробоценоза. Органическое вещество этих объектов преимущественно угольного происхождения; оно характеризуется специфическим набором структурных элементов, обеспечивающих его повышенную устойчивость к окислению.

Для почв, характеризующих зоны распространения техногенного пролювия/делювия (делювиальные и пролювиальные шлейфы), интенсивность процесса биохимического окисления повышается по мере увеличения степени задернованности поверхности. Наличие растительного покрова определяет ежегодное поступление легкогидролизуемых органических веществ, необходимых для развития микробоценоза.

В.В. Колбин, Д.А. Герасимов, Ю.Ю. Брайт, Д.Ж. Жаскайрат
РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ПРИРОДНЫХ
СРЕДАХ И ИХ ВЛИЯНИЕ НА ЖИВЫЕ ОРГАНИЗМЫ

V.V. Kolbin, D.A. Gerasimov, Y.Y. Brait, D.Zh. Zhaskairat
DISTRIBUTION OF CHEMICAL ELEMENTS IN THE ENVIRONMENT
AND THEIR INFLUENCE ON LIVING ORGANISMS

НИИ Радиационной медицины и экологии, Казахстан, г. Семей

E-mail: vladimir.sem07@gmail.com

Аннотация. Миграция химических элементов приводит к их аккумуляции в живых организмах, в частности – в определённых органах и системах органов. Каким бы ни был источник выброса различных химических элементов в окружающую среду, приводящий к дисбалансу их распределения и нарушению соотношения в почве, воде, воздухе, в различных объектах неживой природы – в конечном итоге, следуя по звеньям пищевой цепи, они всё равно оказываются в организме живых существ. И их накопление приводит к разнообразным нарушениям жизнедеятельности. В данной статье рассмотрены уровни накопления Sr, As, Sb, Ce, U в донных отложениях различных водоёмов в сравнении с собственными исследованиями в зоне влияния Семипалатинского испытательного ядерного полигона.

Abstract. Migration of chemical elements leads to their accumulation in living organisms, in particular – in certain organs and organ systems. Whatever the source of the release of various chemical elements to the environment, leading to an imbalance in their distribution and a violation of the soil, water, air, in various objects of inanimate nature – ultimately, following the links in the foodchain, they anyway to be caught in the body living things. Their accumulation leads to a variety of disability. This article presents a comparative accumulation of Sr, As, Sb, Ce and U in lake sediments of various water bodies with our own research in the area of influence of the Semipalatinsk nuclear test site.

Для каждой отдельной территории свойственны свои особенности биогеохимических провинций, и живая природа всякий раз пытается приспособиться к условиям окружающей среды. Однако для каждого вещества и элемента есть предельно допустимые концентрации, с превышением которых происходят нарушения функционирования как отдельных органов, организмов, так и целых живых систем. Любое химическое вещество может принести вред организму, однако ядом его делает только доза. Резкое изменение условий существования может привести к тому, что любой живой организм, будь то растения, животные или человек, не сможет приспособиться к ним и просто погибнет.

Особенно ярко это прослеживается на примере последствий ядерных испытаний или при авариях на АЭС, когда в окружающую среду поступают радиоактивные изотопы химических элементов, способные представлять угрозу для жизни и сохранять активность в течение тысяч лет. Вместе с радионуклидами происходят выбросы высокорadioактивных «горячих частиц», способных к ветровой миграции. Кроме того, при ядерном взрыве также происходит выброс всего спектра химических элементов, которые осаждаются в почве, депонируются в слоях донных отложений (д.о.), разносятся с ветром и водой на огромные расстояния. Накапливаясь в объектах природной среды, они поглощаются растительностью, по пищевой цепи переходят от продуцентов к консументам. Выпас скота на радиационно небезопасных территориях СИЯП приводит к тому, что в волосах детей обнаруживается высокое содержание целого ряда химических элементов (Cr, Fe, Hg, Ba, Rb, U, Co, Sm и др.[1]), и это лишь пример частного случая.

По данным Всемирной организации здравоохранения, примерно 25% всех болезней обусловлено загрязнением окружающей среды и в значительной степени воды, используемой в питьевых целях [2]. Химический состав д.о. является одним из индикаторов экологического состояния водных экосистем и характеризует степень загрязнения вод, в том числе и в более ранние периоды времени [3].

Собственные исследования стратифицированных д.о. по 4 озёрам Восточного Казахстана, находящимся в зоне влияния СИЯП, несмотря на точечность пробоотбора и

десятилетия, прошедшие после прекращения ядерных испытаний позволили выявить очевидные признаки техногенного влияния полигона на окружающую среду: мозаичность разброса многих химических элементов, неравномерное их распределение по слоям д.о. На всей исследуемой территории (в озёрах Карасор, Канонерка, Балыктыколь и Линьковое) были обнаружены повышенные содержания стронция, мышьяка, сурьмы, отдельные точки высоких содержаний урана, на порядок превышающие фоновый уровень.

Стронций. Являясь биологически активным элементом, он оказывает значительное влияние на костную ткань человека. При попадании в организм Sr включается в обмен веществ, происходит замещение кальция в костной ткани, что может привести к изменению структурной организации костно–суставной системы в целом [4]. Если при этом наблюдается недостаток других элементов: кальция, витамина D, селена и др., то в таких случаях могут развиваться редкие заболевания – урвская болезнь и стронциевый рахит. Вследствие ядерных испытаний в окружающую среду поступает радиоактивный Sr–90, который также может откладываться в костях, приводить к поражению костной ткани и костного мозга и развитию лучевой болезни. Период полураспада данного изотопа составляет 28 лет [5], соответственно, последствия его нахождения в природной среде могут ощущаться ещё не менее 500 лет. Сравнительные результаты исследований представлены в таблице 1.

Таблица 1

Сравнение уровней содержания стронция в донных отложениях с результатами собственных исследований

Источники данных и места пробоотбора	Период исследований, гг	Среднее содержание Sr, г/т	Разброс значений, г/т
По Томской области [6]	2008–2010	46,6	–
В Керченском проливе [7]	2007–2008	366,25	161 – 1125
Вблизи завода фосфорных удобрений (р. Ганжа, р. Пшека; Краснодарский край) [8]	2007	179,41	121–391
В среднем течении р. Амур [9]	2010	324	270–350
В зоне влияния СИЯП	2013	163,9 ± 17,6	135,1 – 170,9
Кларк в земной коре [10]: 340			

Среднее содержание стронция в д.о. исследуемых озёр в 3 раза превышает аналогичные показатели по Томской области. При этом, если сопоставить эти результаты с данными по поверхностному слою морского дна Керченского пролива, там содержание Sr колеблется в больших пределах, от 161 до 1125 г/т, а среднее значение вдвое превышает полученные данные в зоне влияния СИЯП. Схожие показатели наблюдаются и для среднего течения реки Амур, тогда как для рек вблизи завода фосфорных удобрений в Красноярском крае они больше соответствуют данным результатов собственных исследований. При этом производство фосфорных удобрений является причиной накопления Sr в природных средах, тогда как факторами накопления Sr в зоне влияния СИЯП являются ядерные испытания. Если брать за условную ОДК (ориентировочно–допустимую концентрацию) 600 г/т [8], то во всех д.о. в современный период не наблюдается превышения среднего содержания Sr.

Мышьяк. Относится к 1 классу опасности [11]. Является канцерогеном и способен вызывать отравление, накапливаться в щитовидной железе и вызывать эндемический зоб. При остром отравлении мышьяком наблюдаются рвота, боли в животе, понос, угнетение центральной нервной системы. Сравнительные данные исследований представлены в таблице 2.

Наибольшее содержание мышьяка (до 29,0 г/т) обнаружено в д.о. оз. Линьковое, на территории г. Семей. Кларк As в почвах мира и в земной коре по А.П. Виноградову равен 1,7 г/т. ПДК элемента равно 2 г/т. В гигиеническом нормативе [14] оговорено, что эта величина дается «с учетом фона (кларка)». В зависимости от типов почв, ОДК As может

варьироваться от 2 (для песчаников и супесчаников) и до 10 (глины и суглинки) [15]. Таким образом, показатели оз. Линьковое превышают уровни предельно допустимой концентрации. Сравнивая с данными по д.о. водоёмов г. Челябинска, составляющих 33,7 г/т [12] также можно обнаружить превышение ПДК.

Таблица 2

Сравнение уровней содержания мышьяка в донных отложениях с результатами собственных исследований

Источники данных и места пробоотбора	Период исследований, гг.	Среднее содержание As, г/т	Разброс значений, г/т
По Томской области [6]	2008–2010	3	–
В водоёмах г. Челябинска [12]	2012	33,7	22,7–46,7
Озёрно–речная система (оз. Инари – р. Пасвик, Финляндия)[13]	2002–2004	4,75 ± 3,16	1,62–11,92
В зоне влияния СИЯП	2013	13,7 ± 7,8	8,8 – 29,0
Кларк в земной коре [10]: 1,7			

Сурьма. Может проявлять раздражающее и кумулятивное воздействие на организм. Накапливаясь в щитовидной железе, способна вызвать эндемический зоб. Пыль и пары Sb вызывают носовые кровотечения, сурьяную «литейную лихорадку», пневмосклероз, поражают кожу, нарушают половые функции. В питьевой воде сурьма относится ко 2 классу опасности, имеет ПДК 0,005 мг/л. В природных водах норматив содержания составляет 0,05 мг/л [16]. В сточных промышленных водах, сбрасываемых на очистные сооружения, имеющие биофильтры, содержание сурьмы не должно превышать 0,2 мг/л. Данные исследований представлены в таблице 3.

Таблица 3

Сравнение уровней содержания сурьмы в донных отложениях с результатами собственных исследований

Источники данных и места пробоотбора	Период исследований, гг.	Среднее содержание Sb, г/т	Разброс значений, г/т
По Томской области [6]	2008–2010	1,3	–
р. Неглинка (Россия, Карелия) [17]	2012	1,4	0,2 – 2,3
В зоне влияния СИЯП	2013	2,7 ± 1,2	1,2–4,8
Кларк в земной коре [10]: 0,5			

Среднее содержание Sb в д.о. в зоне влияния СИЯП в несколько раз превышает кларк в земной коре; сравнительные показатели по Томской области и Карелии почти идентичны, но и они превышают кларк более чем в 2 раза. Максимальные полученные значения почти десятикратно превосходят кларк.

Церий. Обладает способностью к биоаккумуляции, оказывает токсическое действие на гидробионтов. Сравнительные данные - в таблице 4.

Таблица 4

Сравнение уровней содержания церия в донных отложениях с результатами собственных исследований

Источники данных и места пробоотбора	Период исследований, гг.	Среднее содержание Ce, г/т	Разброс значений, г/т
По Томской области [6]	2008–2010	53,1	–
В среднем течении р. Амур [9]	2010	43,66	35,37–63,85
В зоне влияния СИЯП	2013	61,6 ± 3,5	57,7–68,1
Кларк в земной коре [10]: 70			

В сравнении с кларком в земной коре среднее содержание церия в д.о. находится в узких пределах и примерно соответствует друг другу по всем представленным местам пробоотбора, а также не превышает кларк. В зоне влияния СИЯП содержание Ce всё же

несколько выше, чем в Сибири, а по рекомендации ВОЗ ПДК Се для питьевой воды не должно превышать 0,05 г/т, что на 3 порядка ниже кларка в земной коре. Депонируясь в д.о., Се может загрязнять воду, делая её непригодной для питья. Кроме того, радиоактивные изотопы Се могут вызывать лучевую болезнь и представляют прямую угрозу здоровью населения.

Уран и его соединения являются токсичными. При попадании в организм уран действует на все органы, являясь обще клеточным ядом. Уран практически необратимо, как и многие другие тяжелые металлы, связывается с белками, прежде всего с сульфидными группами аминокислот, нарушая их функцию. Молекулярный механизм действия урана связан с его способностью подавлять активность ферментов. В первую очередь поражаются почки (появляются белок и сахар в моче, олигурия). При хронической интоксикации возможны нарушения кроветворения и нервной системы. Сравнительные данные по содержанию U в д.о. показаны в табл. 5.

Таблица 5

Сравнение уровней содержания урана в донных отложениях с результатами собственных исследований

Источники данных и места пробоотбора	Период исследований, гг	Среднее содержание U, г/т	Разброс значений, г/т
По Томской области [6]	2008–2010	2,9	–
В среднем течении р. Амур [9]	2010	1,99	0,3–10,47
В зоне влияния СИАП	2013	9,3 ± 7,0	3,2–24,0
Кларк в земной коре [10]: 2,5			

По содержанию урана в д.о. в зоне влияния СИАП наблюдается сильный разброс значений, в отдельных случаях на порядок превышающий кларк в земной коре. Среднее содержание намного выше, чем в сравнительных источниках данных по р. Амур и водоёмам Томской области.

В целом сравнивая полученные результаты с данными аналогичных исследований (по р. Амур, р. Неглинке, оз. Инари, р. Ганжа, Керченскому проливу) и кларком земной коры на примере четырёх элементов, имеющих повышенные уровни содержания (в сравнении с исследованиями по Томской области), можно отметить значительный разброс значений, мозаичность распределения по различным озёрам, что свидетельствует о наличии техногенного геохимического загрязнения, связанного с деятельностью полигона. Отдельную опасность представляют долгоживущие радиоактивные изотопы.

Такое перераспределение химических элементов в природных средах, депонирование и накопление в донных отложениях, в растениях, миграция по пищевым цепочкам влияет на жизнедеятельность всей биоты.

Например, заболеваемость эндемическим зобом как правило связывают с недостатком йода в почве, пищевых продуктах и воде, и восточный регион является одним из наиболее ярких примеров [18]. Но помимо йода, на развитие данного заболевания влияет и содержание в природных средах сурьмы, мышьяка. Искусственно сформированные биогеохимические провинции в зоне влияния СИАП вследствие ядерных испытаний могут оказывать прямое воздействие на население, растительность, животный мир – на все живые организмы данного региона.

Литература

1. Безуглова О. С., Околелова А. А. О нормировании содержания мышьяка в почвах // «Живые и биокосные системы». – 2012. – №1
2. Биненко В. И. Эколого–химические аспекты ухудшения состояния здоровья людей. Экол. химия. – 2003. – Т. 12, вып. 4. – С. 256–268.

3. Бреховских В.Ф. и др. Тяжелые металлы в донных отложениях верхней и нижней Волги / В.Ф. Бреховских [и др.] // Водные ресурсы. 2002. №5. С. 587–595.
4. Полякова Е. В. Стронций в источниках водоснабжения архангельской области и его влияние на организм человека. Институт экологических проблем Севера УрО РАН, г. Архангельск. 2012
5. G. Audi, O. Bersillon, J. Blachot and A. H. Wapstra (2003). «The NUBASE evaluation of nuclear and decay properties». Nuclear Physics A 729: 3–128.
6. Страховенко В.Д. Геохимическое исследование современного осадконакопления озерных экосистем разных природно-ландшафтных зон Сибири. Геология и геофизика, том 51, номер 11, год 2010.
7. Котельянец Е.А., Коновалов С.К. Тяжёлые металлы в донных отложениях Керченского пролива. Мор. гидрофиз. журн., 2012, №4
8. Петренко Д.В. Влияние производства фосфорных удобрений на содержание стронция в ландшафтах. КубГАУ, Краснодар, 2014.
9. Сорокина О.А., Зарубина Н.В. Химический состав донных отложений среднего течения р. Амур. «Тихоокеанская геология», 2011, том 30, №5, с. 105–113
10. Виноградов, А. П.: «Закономерности распределения химических элементов в земной коре». Геохимия, 1956, № 1, с. 6–52.
11. ГОСТ 17.4.1.02.–83 Охрана природы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения. — М.: 1983. — 12 с.
12. Галиулин Р.В., Галиулина Р.А. Загрязнение системы почва–вода–гидрофит–донные отложения канцерогенными веществами при техногенезе. Вода: химия и экология. 2012. № 7. С. 13–17.
13. Даувальтер В.А., Кашулин Н.А. Химический состав донных отложений системы реки Пасвик в условиях глобального и локального загрязнения. Вестник Кольского научного центра РАН. 2014. № 2 (17). С. 106–120.
14. ГН 2.1.7.2041–06 «Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве».
15. Зингатинова З.С., Жакупова Ш.Б., Усабаев К.С., Жаскайрат Д.Ж., Аспаликов Р.К., Липихина А.В. Ретроспективная и перспективная оценка радиоэкологического состояния территорий, прилегающих к Семипалатинскому испытательному ядерному полигону // Геохимия живого вещества: материалы Международной молодежной школы-семинара (Томск, 2-5 июня 2013 г.); Томский политехнический университет. – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2013. – С 141-144.
16. ГН 2.1.5.1315–03 ПДК химических веществ в воде водных объектов хозяйственно–питьевого и культурно–бытового водопользования.
17. Слуковский З.И., Бубнова Т.П. Химический состав фракции <0,1 мм отложения реки Неглинки – индикатор загрязнения городского водотока. Ученые записки Петрозаводского государственного университета. Серия: Естественные и технические науки. 2013. № 4 (133). С. 50–56.
18. WHO, UNICEF, ICCIDD. Assessment of iodine deficiency disorders and monitoring their elimination. A guide for programme managers. 3rd ed. Geneva: WHO; 2007. – P.1–99.

Л.Н. Рябова

**ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ ВОДОЕМОВ ЮГО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ
БЕЛАРУСИ КАК КОМПЛЕКСНЫЙ ГЕОХИМИЧЕСКИЙ БАРЬЕР**

L.N. Ryabova

**BOTTOM SEDIMENTS OF RESERVOIRS IN SOUTH-WEST PART OF
BELARUS AS COMPLEX GEOCHEMICAL BARRIER**

Институт природопользования НАН Беларуси, ул. Ф. Скорины, 10, 220114, Минск, Беларусь,
тел. (017) 237-64-60, E-mail: ryabova@nature.basnet.by

Аннотация. Рассмотрены геохимические свойства донных отложений юго-западной части Беларуси (приграничная территория с Польшей и Украиной). На основании сравнительной характеристики содержания нитратов, сульфатов, хлоридов, нефтепродуктов и микроэлементов в донных отложениях и почвах и установлены особенности накопления этих ингредиентов. Выявлены признаки вторичного преобразования химического состава донных отложений.

Abstract. Geochemical properties of bottom sediments in the south-west part of Belarus (border territory with Poland and Ukraine) are considered. Using the comparative characteristics of content of nitrates, sulphates, chlorides, oil products and trace elements in sediments and soils, the features of accumulation of these ingredients are found. The evidence of secondary transformation of chemical composition of bottom sediments is revealed.

Введение

Современный активный слой донных отложений, занимающий пограничное положение между лито- и гидросферой, представляет собой мощный комплексный механический и физико-химический барьер, на котором происходит концентрация многих химических элементов, в том числе техногенного происхождения. Качественный состав донных отложений является важнейшим показателем состояния окружающей среды, поскольку определяет величину депонирования загрязняющих веществ и масштабы их поступления в водные массы и биоту.

Материалы и методы исследования

В 2012-2014 гг. в рамках проведения комплексных геохимических исследований на территории юго-западной части Беларуси (Брестская область), которая граничит на юге и юго-востоке с Украиной, на западе с Польшей, был получен значительный объем данных (260 проб) по содержанию химических элементов в донных отложениях водных объектов (поверхностный слой) этой территории.

Исследовались донные отложения в непосредственной близости от зон различного использования земель: природные, промышленные, saniрующие, зоны воздействия локальных источников загрязнения, отложения на участках различного сельскохозяйственного назначения. Химические анализы выполнялись в Центральной лаборатории ГП «НПЦ по геологии», имеющей аккредитацию на проведение таких работ.

Результаты исследований

Для оценки экологического состояния донных осадков анализировались данные статистической обработки для всей выборки, а также выборки геохимических данных, сформированных по основным типам водных объектов и в зависимости от гранулометрического состава отложений. Полученная информация свидетельствует о широком разбросе данных по всем определяемым ингредиентам в донных отложениях. В районе исследований наиболее стабильными показателями отличаются кислотно-щелочные условия, превалирует слабощелочная реакция среды. Донные отложения в Брестской области характеризуются преобладанием в солевом составе в 50% проб аммонийной формы азота над нитратной (в почвах в большинстве случаев преобладает нитратная, в поверхностных водах - аммонийная форма азота). Кратность соотношения концентраций указанных соединений может достигать более чем 100 раз.

Наибольшей вариабельностью (табл.1) характеризуются концентрации водорастворимых соединений.

Таблица 1
Статистические показатели определяемых ингредиентов в донных отложениях Брестской области

Ингредиент	Среднее, (n = 260)	Ошибка среднего (±)	Минимум	Максимум	Медиана	Стандартное отклонение	Коэффициент вариации, %
pH	7,00	0,06	3,36	8,28	7,09	0,69	10
NH ₄ ⁺	9,61	1,2	0,50	131,3	6,90	14,06	146
NO ₃ ⁻	8,71	0,87	н/опр.	70,2	5,45	10,25	118
NO ₂ ⁻	0,61	0,08	0,03	5,25	0,25	0,89	145
SO ₄ ²⁻	896,41	121,02	1,0	9382,2	266,45	1421,66	159
Cl	53,87	9,2	10,0	1053,8	35,10	108,09	201
PO ₄ ³⁻	1,01	0,1	0,05	7,10	0,60	1,21	119
Ni	9,55	0,57	0,50	30,0	10,00	6,73	70
Co	5,91	0,64	н/опр.	50,00	5,00	7,50	127
V	10,24	0,76	0,50	50,0	8,50	8,93	87
Mn	299,64	15,03	30,0	1000,0	300,00	176,51	59
Ti	876,67	48,7	30,00	2000,0	1000,0	572,13	65
Cr	25,60	1,65	н/опр.	100,0	20,00	19,38	76
Pb	9,55	0,46	0,50	50,0	10,00	5,40	56
Mo	0,53	0,02	0,50	3,0	0,50	0,22	42
Zr	137,00	7,72	0,50	300,0	150,00	90,65	66
Nb	4,78	0,22	н/опр.	10,0	5,00	2,54	53
Cu	7,36	0,39	1,00	30,0	7,00	4,59	62
Zn	23,19	1,14	н/опр.	70,0	15,00	13,36	58
Ge	0,0036	0,0036	н/опр.	0,50	0	0,04	1175
La	3,01	0,75	н/опр.	50,0	0	8,85	294
Ba	207,62	13,56	н/опр.	3000,0	0	438,59	211
P	614,49	71,18	н/опр.	5000,0	500,00	600,19	98
Li	3,62	0,58	н/опр.	30,0	0,50	4,55	126
Sr	33,95	2,78	0,50	200,0	0,50	43,85	129
B	7,33	0,41	1,50	20,0	7,00	3,56	49

Примечание: н/опр. – концентрация ниже чувствительности метода исследований.

По величине коэффициентов вариации (в порядке убывания) составлен ряд: Cl>SO₄>NH₄>NO₂>PO₄>NO₃. Медианные концентрации этих соединений значительно ниже (почти в 3 раза по содержанию SO₄²⁻), чем их средние значения, что связано с большим количеством проб, имеющих экстремально высокие содержания.

Микроэлементный состав донных отложений отличается более стабильными показателями их концентрации, коэффициенты вариации менее 100%, за исключением кобальта. Высокими показателями вариабельности характеризуются редкие и рассеянные элементы, встречаемость которых менее 50%. Медианные концентрации микроэлементов в

большинстве случаев выше средних значений, что связано с ограниченным количеством проб, содержания которых находятся в поле высоких значений.

Данные по выборке средних содержаний ингредиентов в донных отложениях основных типов водных объектов показали, что максимальное накопление в них соединений азота, хлоридов и фосфатов характерно для рек, сульфаты концентрируются в большей степени в отложениях мелиоративных каналов.

В соответствии со значениями коэффициентов суммарного накопления микроэлементов R_7 (Ni, Co, V, Cr, Pb, Cu, Zn) для донных отложений составлен ряд типов водных объектов в порядке убывания величин этих коэффициентов: *пруды* – 112,0 мг/кг, (максимальные средние концентрации никеля, ванадия, хрома, свинца и меди); мелиоративные *каналы* – 99,6 (наибольшие содержания кобальта); *реки* – 93,7 (максимальные концентрации бария и марганца); *водохранилища* – 84,6 (наибольшие содержания цинка); *озера* – 47,8 мг/кг (минимальные средние значения элементов).

В целом, можно отметить, что накопление микроэлементов в донных отложениях во многом определяется их гранулометрическим составом, количеством органического вещества и его составом.

Средние уровни содержания микроэлементов в донных отложениях ниже уровня их содержания в почвах прилегающих территорий, при этом в них концентрируются часто ассоциацией тех же элементов, что и в почвенном покрове.

Большое влияние на формирование геохимии донных отложений оказывает урбанизация и промышленность, за счет поверхностного стока с территории городов. Отобранные образцы донных отложений выше и ниже городов позволяют выявить тенденцию накопления ассоциаций элементов в техногенных ландшафтах (табл.2).

Таблица 2

Накопление-рассеяние химических ингредиентов в донных отложениях

Место отбора донных отложений	Ингредиенты		
	Рассеивающиеся	Стабильные	Концентрирующиеся
р. Мухавец г.Брест	$\text{NO}_2^-0,6$, $\text{PO}_4^{3-}0,8$, $\text{Ti}0,5$, $\text{Cr}0,7$, $\text{Nb}0,4$, $\text{Cu}0,7$	Ni, Co, Yb, Y, Ga, Sr, СПАВ	$\text{NH}_4^+2,4$, $\text{NO}_3^-1,1$, $\text{SO}_4^{2-}26,3$, $\text{Cl}2,0$, $\text{V}2,0$, $\text{Mn}2,0$, $\text{Pb}1,4$, $\text{Zr}3,0$, $\text{Zn}1,4$, нефтепродукты 52,0, фенолы 1,5
р.Пиная г.Пинск	$\text{NO}_2^-0,5$, $\text{Cl}0,7$, $\text{PO}_4^{3-}0,1$	Nb, Yb, СПАВ	$\text{NH}_4^+3,0$, $\text{NO}_3^-4,3$, $\text{SO}_4^{2-}142,0$, $\text{Ni}6,7$, $\text{Co}5,0$, $\text{V}1,7$, $\text{Mn}2,3$, $\text{Ti}4,3$, $\text{Cr}5,0$, $\text{Pb}4,0$, $\text{Zr}7,5$, $\text{Cu}2,9$, $\text{Zn}3,3$, $\text{Y}2,0$, $\text{Ga}3,0$, нефтепродукты 12,6, фенолы 4,0
р.Ведьма г.Ляховичи	$\text{NO}_2^-0,2$, $\text{PO}_4^{3-}0,9$, $\text{Co}0,3$ $\text{V}0,7$, $\text{Zr}0,5$, $\text{Yb}0,5$, $\text{Y}0,7$,	Ti, Cr, Nb, Cu, Ga, СПАВ	$\text{NH}_4^+1,8$, $\text{SO}_4^{2-}11,9$, $\text{Cl}2,3$, $\text{Ni}1,3$, $\text{Mn}2,1$, $\text{Pb}3,3$, $\text{Zn}3,3$, $\text{Sr}2,0$, нефтепродукты 1,3

Примечание: рядом с химическим ингредиентом *цифрой* показано значение от деления концентрации в донных отложениях ниже города на концентрацию в отложениях выше города

Полученные результаты свидетельствуют, что в донных отложениях рек во всех рассмотренных случаях, отмечается отчетливая тенденция превышения содержаний в отложениях, отобранных ниже городов, свинца в 1,4-4,0 раза, цинка – 1,4-3,3, аммонийного азота - 1,8-3,0, сульфатов до 142, нефтепродуктов - 1,3-52,0, фенолов до 4 раз.

Содержание нефтепродуктов в донных отложениях зафиксировано в 70,3% от всех опробованных донных отложений, их концентрация варьирует от 0,19 до 1268,78 мг/кг. Превышение санитарных нормативов по этому показателю выявлено в 12,3% от общего

количества образцов. Присутствие СПАВ в донных отложениях зафиксировано в 56,5% от общего количества. Наиболее часто встречается концентрация менее 0,025 мг/л. Содержание фенолов в донных отложениях зафиксировано в 10,9% проб, при этом их концентрации не превышают 0,003 мг/кг.

На геохимический состав донных отложений, степень их загрязнения оказывают влияние также агротехногенез, который проявляется в повышенных концентрациях прежде всего нитратов, хлоридов, сульфатов и реже микроэлементов. Содержания хлоридов варьирует в пределах 10,0-1053,8 мг/кг. Превышение порога токсичности этих соединений (100 мг/кг) выявлены в 4,8% от общего количества проб. В этих же точках опробования в донных отложениях зафиксированы и максимальные концентрации азотных соединений, сульфатов, что свидетельствует о барьерных свойствах донных отложений в районах агротехногенеза. При этом отметим, что концентрации всех форм азота в донных отложениях, по сравнению с почвами, значительно ниже.

Характерной чертой геохимического состояния донных отложений Брестской области является значительное превышение в них (в десятки и сотни раз) концентраций водорастворимых форм сульфатов над их содержаниями в прилегающих к водоему почвах и торфяниках. Содержания сульфатов в донных отложениях характеризуются широким разбросом величин – от менее 2 до 9 382,2 мг/кг (таблица 1), наибольшие значения этого показателя приурочены к территориям мелиорированных торфяников, наименьшие – к зоне развития песчаных отложений. Превышение санитарных норм по содержанию сульфатов выявлено в 60,9% от всех опробованных образцов. Высокие концентрации этих соединений в донных отложениях объясняются рядом причин, основными из которых являются вынос подвижных соединений из почв прилегающих ландшафтов, в основном мелиорированных, и повышенной продуктивности сульфатредукции при значительных запасах растворенных в воде сульфатов, особенно в тех водоемах, где в придонных слоях создается режим кислородной недостаточности. Концентрация сульфатов в донных отложениях зависит не только от абсолютного содержания в них органического вещества, но и в большей степени, от интенсивности тех процессов, которые протекают на контакте осадка и водной массы.

Заключение

Проведенные исследования показали, что донные отложения водоемов являются геохимическим барьером, на котором в техногенных ландшафтах концентрируются тяжелые металлы, нефтепродукты, СПАВ и фенолы. За счет сноса химических элементов в растворенном и взвешенном состоянии с прилегающих территорий, донные отложения в основном обогащены ассоциацией тех же элементов, что и почвенный покров. Концентрирование химических веществ в отложениях является фактором улучшения качества поверхностных вод. В то же время следует подчеркнуть, что химический состав донных отложений испытывает в водной среде вторичные преобразования, свидетелями чего выступают высокие, по сравнению с почвами, концентрации сульфатов, что способствует развитию неблагоприятной обстановки для жизнедеятельности растительности и живых организмов в водоемах.

УДК 504.05

**И.В. Горбачев, А.В. Пузанов, С.В. Бабошкина, Т.А. Рождественская
ВЛИЯНИЕ ГОРНОРУДНОЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ НА
ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ В СЕВЕРО-ЗАПАДНОМ АЛТАЕ****I.V. Gorbachev, A.V. Puzanov, S.V. Baboshkina, T.A. Rozhdestvenskaya
MINING IMPACT ON THE ENVIRONMENT OF THE NORTH-WESTERN
ALTAI**Институт водных и экологических проблем СО РАН, Барнаул
E-mail: rtamara@iweper.ru

Аннотация. Исследовано влияние хвостохранилищ горно-обогатительного комбината и золотоизвлекательной фабрики, а также комплекса кучного выщелачивания золота в Северо-Западном Алтае на микроэлементный состав компонентов сопряженных с ними ландшафтов. В субстратах, водах, растениях прилегающих территорий обнаружены повышенные (относительно фона и нормативных величин), часто аномальные, концентрации основных рудных (Cu, Zn, Pb) и сопутствующих (Cd, As, Ba, Fe) химических элементов. Огородные почвы г. Горняка насыщены тяжелыми металлами, но содержание Cu, Zn, Cd в овощных культурах не превышает ПДК.

Abstract. Abstract. The effect of tailings of a mining and processing plant, a gold processing plant and a gold heap leaching complex in the North-Western Altai on the trace-element composition of the landscape components is studied. The substrates, waters and plants of the adjacent areas have elevated (relative to the background and rates) and often anomalous concentrations of major ore (Cu, Zn, Pb) including accompanying (Cd, As, Ba, Fe) chemical elements. Garden soils of Gornyak city are saturated with heavy metals, though the content of Cu, Zn, Cd in vegetable crops does not exceed MPC.

Изучение биогеохимического поведения приоритетных элементов-токсикантов в компонентах биосферы – одна из актуальных задач современной экологии, так как биогеохимическая ситуация в регионах является существенным фактором их развития и функционирования. Алтай – один из богатейших регионов России по запасам полезных ископаемых – металлических, нерудных, горючих. На территории Северо-Западного находится большое количество уникальных полиметаллических месторождений руд с высоким содержанием меди, цинка, свинца, драгметаллов. Переработка руды на исследуемой территории обусловила образование техногенных геохимических аномалий.

Мощным источником поступления тяжелых металлов в окружающую среду в регионе являются хвостохранилища Алтайского горно-обогатительного комбината (АГОКа), где в течение 50 лет перерабатывали полиметаллические руды и получали концентраты цветных металлов методом флотации. В 90-х гг. прошлого века комбинат был закрыт. Однако хвостохранилища обогатительной фабрики продолжают оставаться довольно серьезными источниками загрязнения окружающей среды: в состав отходов процесса обогащения входят такие токсичные элементы, как свинец, кадмий, цинк и другие. За время работы комбината вблизи промышленного города Горняк было образовано два больших хвостохранилища общей площадью около 1 км² и объемом 11 млн. м³ [1].

Существенным источником загрязнения окружающей среды является также хвостохранилище Змеиногорской золотоизвлекательной фабрики (ЗЗИФ), на которой до 1956 г. перерабатывали руды старейшего на Алтае золотоносного месторождения. Хвостохранилище расположено в черте города Змеиногорска, на правобережной надпойменной террасе р. Корболиха в пределах водоохранной зоны. В весеннее половодье содержимое отстойника размывается, технозем поступает в пойму реки и далее – в Гилевское водохранилище на р. Алей – притоке р. Обь первого порядка.

К источникам токсикантов на исследуемой территории относятся разрабатываемый в настоящее время Мурзинский карьер золоторудного месторождения и функционирующий комплекс кучного выщелачивания золота. Экологическая опасность добычи золота способом кучного выщелачивания состоит также и в том, что при выщелачивании используется большое количество цианидов, являющихся главным компонентом рабочих растворов.

В хвостах переработки руд выявлены аномальные концентрации рудных и сопутствующих элементов (табл. 1). Кроме того, поскольку добыча золота на ЗЗИФ осуществлялась методом амальгамирования, в техноземах фабрики значительно выше, чем в фоновых почвах (0,033 мг/кг), и средняя концентрация ртути – 1,73 мг/кг.

Таблица 1

Концентрации основных рудных и сопутствующих элементов в субстратах, мг/кг

Место отбора	Zn	Pb	Cu	Cd	Ba	As
Хвостохранилища АГОКа: старое	4269	1669	2773	7,1	91596	207
новое	6703	4476	7794	9,5	230025	135
Хвостохранилище ЗЗИФ	2055	2189	398	8,9	–	–
Золотоносная кора выветривания Мурзинского карьера	830	52	389	–	–	–
Промплощадка комплекса кучного выщелачивания золота	401	35	251	0,54	–	–
Фоновое содержание в почвах	74	22	26	0,15	–	9,6
Кларк в почвах [2]	50	10	20	0,5	500	5
ОДК [3]	55-220	32-130	33-132	0,5-2	–	2-10

Прочерк здесь и далее – нет данных.

На основании полученных данных по содержанию основных рудных элементов в субстратах отвалов рассчитаны запасы металлов в хвостохранилищах, что позволило показать не только исходящую от отвалов экологическую опасность, но и целесообразность проведения вторичной добычи меди, цинка, свинца, поскольку современные технологии в принципе позволяют рентабельно извлекать металлы в таких концентрациях из субстратов [4].

Установлено, что после закрытия горноперерабатывающих предприятий одной из главных экологических проблем прилегающих к ним территорий в условиях семиаридного климата Северо-Западного Алтая является распространение пыли и мелкодисперсных аэрозолей, насыщенных тяжелыми металлами, с поверхности высыхающих хвостохранилищ. Для исследования процесса аэрогенной пространственной миграции поллютантов нами было проанализировано загрязнение снега в районе отвалов как важной депонирующей токсиканты среды.

Так, было обнаружено, что в зимний период снежный покров сопредельных с Мурзинским карьером территорий загрязнен свинцом, цинком, марганцем, железом и медью, чему способствуют ярко выраженные эоловые явления в зимний период в Северо-Западном Алтае, незначительная глубина снежного покрова, свободные от снега стенки южной экспозиции карьера и активная разработка коры выветривания [5].

Что касается снега с поверхности отвалов АГОКа и сопредельных с ними участков, то в его твердой фазе содержание Zn, Pb, As и Ba превышает ОДК для почв в среднем в 10 раз, Cu – в 7 раз, Cd в 3 раза.

Было рассчитано ежегодное поступление токсикантов в почву с атмосферным переносом на единицу площади (табл. 2). Оказалось, что с расстоянием количество элементов, выпадающих на единицу площади в результате аэрогенного переноса пыли закономерно снижается, хотя концентрация металлов в твердой фазе снега может оставаться довольно высокой. Очевидно, это связано тем, что на большие расстояния переносятся меньшие по размеру частицы, более насыщенные тяжелыми металлами, но оказывающие существенно меньший вклад в площадное загрязнение территории.

Выявлено, что содержание основных рудных металлов (Cu, Zn, Pb) в огородных почвах г. Горняка превышает региональный фон – концентрации в черноземах обыкновенных Северо-Западного Алтая. При этом в 60% проб огородных почв г. Горняка обнаружено превышение ОДК [3] цинка. В отдельных точках выявлены содержания меди в

почвах на уровне ОДК [3]. Суммарный показатель загрязнения почв на ближайшей к комбинату улице соответствует средней степени загрязнения ($Z_c > 16$).

Таблица 2

Ежегодная аэрогенная территориальная нагрузка химических элементов на окружающую среду окрестностей отвалов АГОКа, кг/км² в год

Точки отбора проб	Zn	Pb	Cu	Cd	As
Центральная часть отвала	15948	7684	5847	51	457
250 м на восток от отвала	5682	6433	2700	22	461
2 км на северо-восток от отвалов	2082	1267	850	6	65
Юго-западный угол отвала	1478	887	810	5,1	74
200 м на запад	161	76	73	0,5	12
10 км на северо-запад	85	15	19	0,5	1,2
Фон (20 км от отвалов на восток)	10,9	7,5	4,4	0,1	0,8

Таблица 3

Содержание рудных и сопутствующих элементов в огородных почвах г. Горняка мг/кг

Место отбора	Zn	Pb	Cu	Cd
Ул. Кирова (наиболее близка к отвалам)	145-382	48-81	30-86	0,5-1,8
Ул. Суворова (среднее расстояние)	92-217	50-97	22-130	0,3-0,7
Ул. Алтайская (дальше других от отвалов)	90-149	48-54	25-39	0,4-0,6
Региональный фон	74	22	26	0,15
ОДК для нейтральных суглинистых почв [3]	220	130	132	2

Если по мере удаления от хвостохранилищ Алтайского ГОКа содержание металлов в огородных почвах закономерно снижается, то в исследованных корнеплодах (моркови), наоборот, возрастает, что объясняется активной аэрогенной миграцией тонкодисперсных частиц, являющихся носителями доступных растениям форм [6].

Поступление тяжелых металлов из отходов горно-обогатительного производства в компоненты сухостепных ландшафтов Северо-Западного Алтая происходит не только аэрогенным путем, но и за счет фильтратов отстойников. Воды озера на поверхности отстойника АГОКа и сопряженного с ним водоема характеризуются высоким содержанием макроионов, агрессивной средой и аномальным элементным химическим составом (табл. 4). Содержание тяжелых металлов составляет от единиц до тысячи ПДК для вод объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. Так, содержание кадмия превышает 1500 ПДК [7].

Таблица 4

Тяжелые металлы в воде техногенных ландшафтов

Место отбора	рН, ед	SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	Zn	Pb	Cu	Cd
			мкг/дм ³			
Озеро на поверхности старого хвостохранилища АГОКа	2,1	21152	254000	79	52300	940
Озеро в окрестностях хвостохранилища АГОКа	3,6	4697	438000	14	81200	1570
Озеро в ложе Мурзинского карьера	–	–	220	–	330	–
ПДК [7]		500	1000	10	1000	1

Наблюдается локальное загрязнение тяжелыми металлами вод, аккумулирующихся в ложе Мурзинского карьера в весенне-летний период (табл. 4). Цианиды в поверхностных и грунтовых водах промплощадки и сопряженных с ней территорий не обнаружены, что свидетельствует о соблюдении технологических норм при добыче золота.

Аномально высокое содержание тяжелых металлов в среде неизбежно приводит к увеличению их концентрации в биоте, поэтому содержание изучаемых элементов в растениях, формирующих примитивные растительные сообщества на бортах и подножиях

хвостохранилищ АГОКа и ЗЗИФ, а также промплощадке комплекса кучного выщелачивания золота, в 2-100 и более раз превышает концентрации в растениях незагрязненных экосистем (табл. 5). Наиболее существенное превышение фоновых концентраций в растениях техногенных экосистем установлено для свинца, кадмия и цинка. Эти металлы расположены первыми в ряду интенсивности их поглощения растениями с поверхности листовой пластинки из пыли, оседающей в результате аэрогенного переноса ($Cd > Pb > Zn > Cu > Mn > Fe$ [8]), который является доминирующим путем миграции токсикантов в условиях семиаридного климата Северо-Западного Алтая.

Таблица 5

Среднее содержание тяжелых металлов в растениях, произрастающих на хвостохранилищах, мг/кг

Часть растения	Cu	Pb	Zn	Cd	Fe	Hg
Борта хвостохранилищ АГОКа						
наземная часть	63	79	340	1,1	3869	0,07
корни	229	110	1611	15,1	3070	0,11
Периметр хвостохранилища ЗИФ						
наземная часть	62	347	736	7,1	477	0,23
корни	81	325	1020	30,5	510	0,17
Промплощадка комплекса кучного выщелачивания золота						
наземная часть	19	4,4	137	0,23	1971	0,048
корни	42	3,9	69	0,17	2282	0,026
Фоновые участки Северо-Западного Алтая						
наземная часть	8	2,9	33	0,13	798	0,074
корни	17	2,4	18	0,08	1300	0016

Таким образом, в субстратах, поверхностных и снеговых водах, растениях техногенных ландшафтов Северо-Западного Алтая обнаружено аномально высокое содержание основных рудных (Cu, Zn, Pb) и сопутствующих (Cd, As, Ba, Fe) химических элементов.

Литература

1. Отчет о результатах поисково-оценочных работ на золото и серебро в пределах техногенных образований Золотушинской обогатительной фабрики и Локтевского сереброплавильного завода за 1999-2001 гг. Книга 1. Змеиногорск, 2001 г.
2. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. – 234 с.
3. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. Гигиенические нормативы ГН 2.1.7.2511-09 – М., 2009.
4. Пузанов А.В., Бабошкина С.В., Горбачев И.В. Особенности миграции тяжелых металлов в природно-техногенных аномалиях Северо-Западного Алтая // Геохимия, 2012. – № 4. – С. 393-402.
5. Пузанов А.В., Горбачев И.В., Рождественская Т.А. Влияние комплекса кучного выщелачивания золота (Северо-Западный Алтай) на компоненты экосистем прилегающей территории // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде: материалы VI Международной научно-практической конференции. – Семипалатинск, 2010. – С. 321-324.
6. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. Гигиенические нормативы ГН 2.1.5.1315-03. – М., 2003.
7. Бабошкина С.В., Горбачев И.В., Балыкин С.Н., Егорова И.А., Мешкина С.С. Импактный биогеохимический мониторинг огородных экосистем г. Горняк // Вестник Алтайского государственного аграрного университета. 2013. № 10. С. 42-47. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Л.: ВО «Агропромиздат», 1987. – 140 с.

УДК: 553.550

Ю.В. Робертус
К ВОПРОСУ ФОРМИРОВАНИЯ АНТРОПОГЕННЫХ
ОТРИЦАТЕЛЬНЫХ ГЕОХИМИЧЕСКИХ АНОМАЛИЙ

Y.V. Robertus
TO THE PROBLEM OF FORMATION OF NEGATIVE
ANTHROPOGENIC
GEOCHEMICAL ANOMALIES

Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул,
 E-mail: ariecol@mail.gorny.ru

Аннотация. Охарактеризованы отрицательные геохимические аномалии, сформированные антропогенной деятельностью на участках горнодобывающих объектов и на территории города Горно-Алтайска. Показана роль привноса частиц с пониженным содержанием химических элементов в формировании таких аномалий.

Abstract. Negative geochemical anomalies resulting from the manmade activity in the territory of Gorny Altai are characterized. The role of introduction of particles with low concentration of chemical elements is shown.

Известно [1], что геохимические аномалии (участки повышенного или пониженного относительно местного фона содержания химических элементов), образующиеся в результате хозяйственной деятельности человека, формируются путем накопления поступающих с миграционными потоками элементов на природных или техногенных геохимических барьерах. При этом считается, что антропогенные отрицательные аномалии возникают в результате интенсивного выноса химических элементов [2].

Эти постулаты основаны, главным образом, на геохимических обстановках в зонах воздействия горнодобывающих предприятий, на участках которых происходит формирование наложенных литохимических ореолов рассеяния элементов, в т. ч. и в педосфере. В литературе этот тип аномалий считается положительным, поскольку предполагается увеличение концентраций элементов в почвах за счет их дополнительного поступления с материалом добычи и переработки минерального сырья [1].

Имеются немногочисленные примеры формирования техногенных отрицательных геохимических аномалий, в частности, в местах расположения подземных линз нефтепродуктов. Так, на Армавирском полигоне выявлены зоны пониженных в 2-3 раза концентраций Са, Мо, Рb и других элементов в почвах на участке залежи керосина [3].

Автором установлено [4], что на ряде месторождений Горного Алтая поступление в педосферу материала вскрышных пород и минерального сырья также сопровождается ореолами пониженных концентраций химических элементов в верхнем слое почв. При этом минимальное содержание элементов проявлено в минеральном сырье – в углях и железных рудах. Вмещающие породы по величине среднего кларка концентрации занимают, как правило, промежуточное положение между сырьем и почвами (табл. 1).

Таблица 1

Средние кларки концентрации* элементов на месторождениях Горного Алтая

Месторождения (полезные ископаемые)	Минеральное сырье	Вмещающие породы	Почвы, фон	Породы/ почвы, ед.	Сырье/ почвы, ед.
Курайское (каменный уголь)	1,18	1,24	1,31	0,95	0,90
Талду-Дюргунское (бурый уголь)	0,75	1,18	1,48	0,80	0,51
Рудный Лог (железная руда)	1,13	1,27	1,37	0,93	0,82

* – коэффициенты концентрации относительно кларков литосферы по А.П. Виноградову (1962)

Выявленные на участках размещения отвалов разведочно-эксплуатационных горных выработок вышеотмеченных месторождений отрицательные вторичные литохимические

ореолы рассеяния большого комплекса элементов, построенные по среднему коэффициенту их концентрации в почвах (K_k), имеют форму эллипсов с размером длинной оси 0,5-2 км, ориентированных по розе ветров или по уклону местности [4]. Их площадь превышает площадь отвалов в 30-50 раз (рис. 1).



Рис. 1 Ореолы среднего K_k химических элементов в почвах на участках месторождений

Ореолы имеют зональное внутреннее строение. В их эпицентрах, приуроченных к отвалам горных выработок, проявлены минимальные значения K_k большинства элементов (на уровне 50-70 % от местного фона почв), пространственное распределение которых в ореолах имеет однотипный характер, указывающий на единство их источника.

Так, на участках бывших эксплуатационных карьеров Талду-Дюргунского бурогоугольного месторождения выявлены обширные педохимические ореолы рассеяния большого комплекса элементов углей и углевмещающих пород. Установлено, что их содержание в интервале 0-5 см почвенного профиля вблизи карьеров на 10-80 % (в среднем на 35 %) ниже местного фона (табл. 2).

Таблица 2

Содержание элементов в почвах–вмещающих породах Талду-Дюргунского месторождения

Эл-ты	Породы, мг/кг	Почвы (фон), мг/кг	Породы/почвы, ед.	Эл-ты	Породы, мг/кг	Почвы (фон), мг/кг	Породы/почвы, ед.
Fe	42000	80000	0,5	Cu	85	100	0,8
Ti	4900	8000	0,6	Zn	115	150	0,8
V	158	170	0,9	Pb	18,9	25	0,8
Cr	71,9	150	0,5	Ag	0,08	0,10	0,8
Co	21,9	40	0,5	Hg	0,79	0,15	0,2
Ni	58,4	80	0,7	Li	39	60	0,6

Для выявленных отрицательных наложенных аномалий характерна удлиненная эллипсовидная или гантелеобразная форма (с пережимом в пределах карьеров), субширотная ориентировка, в целом совпадающая с преобладающими западными румбами розы ветров в районе месторождения.

С педохимическими аномалиями пространственно совпадают снохимические ореолы рассеяния большого комплекса химических элементов – серы, селена, таллия, фосфора, свинца и других элементов, а также взвешенных веществ (пылевые частицы вмещающих терригенных пород, реже частицы угля и сажи) и сульфат-иона, образующегося при разложении гипса в очагах возгорания бурых углей.

Имеющиеся данные указывают на основную роль ветрового переноса пылеватых частиц углевмещающих пород в образовании пониженного геохимического поля в почвенном покрове вокруг добычных карьеров. В меньшей степени, в его формировании участвует материал пыления угольных пластов, зола уноса и газодымовые пылеаэрозоли из очагов прошлого и текущего возгорания углей.

Расчеты показывают, что при условиях, имеющих место на Талду-Дюргунском месторождении, снижение фонового содержания химических элементов в почвах на 10 % (с учетом, что их содержание в привносимой породной и угольной пыли в среднем на 30 % меньше, чем в почвах) произойдет при привносе пылеватых частиц около половины объема (мощности) гумусового горизонта. Таким образом, формирование отрицательных аномалий в почвенном горизонте A_1 (инт. 0-5 см) вполне реализуется при дополнительном поступлении $0,01 \text{ м}^3$ породной пыли на 1 м^2 поверхности почвенного покрова на участках карьеров месторождения [4].

Другим примером образования отрицательных геохимических ореолов на участках антропогенного воздействия является образование педохимических аномалий ряда химических элементов в селитебной зоне г. Горно-Алтайска. Основным фактором их формирования служили частые воздушные инверсии зимнего периода в узкой долине р. Майма на территории города. В связи с недостаточной ее проветриваемостью, уноса и рассеивания выбросов более сотни угольных котельных города (до их перевода на природный газ) практически не происходило, что способствовало проявлению смогоподобных образований и, как следствие, накоплению загрязняющих веществ почвах.

Анализ распределения химических элементов в почвах города выявил наличие двух различных по поведению ассоциаций, первая из которых представлена преимущественно сидеро- и халькосидерофильными элементами (Fe, Ti, Mn, Cr, V, Ni, Co), а вторая – халькофильными и хальколитофильными элементами (Cu, Pb, Zn, Ag, Sn, Mo).

Вторая ассоциация элементов характеризуется более высокой вариабельностью содержания ($V = 37-64 \%$) и повышенным уровнем концентрации элементов в почвах ($K_c = 1,8-2,6$). Геохимические различия выделенных групп элементов подтверждаются и характером их корреляционных связей. Так, элементы обеих групп имеют значимые положительные связи между собой и отрицательные связи с элементами другой группы. При этом элементы второй группы имеют положительные связи с пылевой нагрузкой зимнего периода, а элементы первой группы – отрицательные связи.

Более наглядно различия этих групп элементов видны в их пространственном распределении на территории города. В частности, элементы второй группы образуют умеренно контрастные литохимические ореолы рассеяния в почвах, эпицентры которых отвечают наиболее урбанизированной центральной части города (рис. 2).

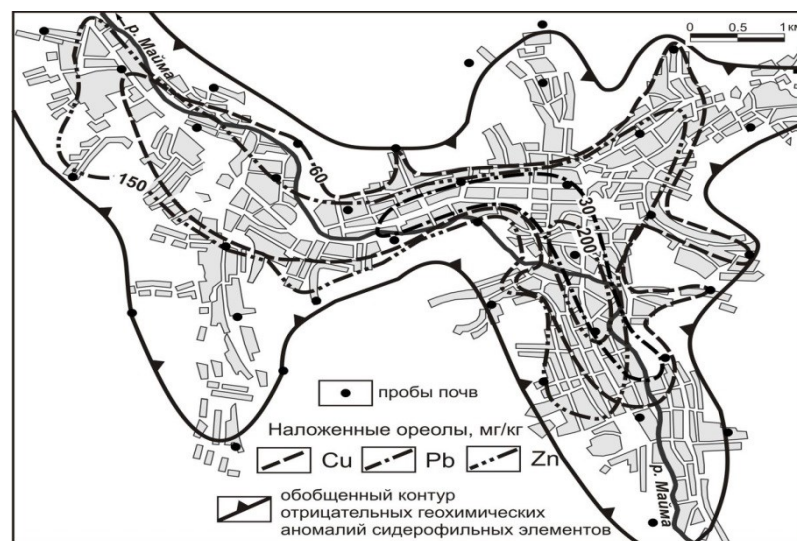


Рис. 2 Наложенные литохимические ореолы в почвах г. Горно-Алтайска

Напротив, группа сидерофильных элементов образует отрицательные аномалии "загрязнения" городских почв. Их максимальные концентрации проявлены для фоновых почв в бортах р. Майма, а днище ее долины характеризуется пониженным в 1,5-2 раза

содержанием элементов этой ассоциации и их зональным распределением в почвах. Эта особенность может быть объяснена с позиций разубоживания фоновых концентраций при попадании на почвы твердых частиц прошлых выбросов котельных, в которых содержание сидерофильных элементов заметно ниже, чем в почвах [5].

Установлено [6], что с увеличением высоты местности запыленность воздушного бассейна города уменьшается, причем эта связь значима на уровне 99 %. На высотах более 100-120 м над урезом р. Майма (верхняя граница смогоподобных образований) запыленность воздуха в целом соответствует фоновому уровню, как и содержание сидерофильных элементов. Это позволяет считать, что основным фактором формирования отрицательных геохимических аномалий в верхнем горизонте почв на территории г. Горно-Алтайска являлся дополнительный привнос твердых частиц котельных, особенно в периоды смогообразования.

Предварительные выводы. Отличительной чертой охарактеризованных наложенных ореолов рассеяния, представляющих собой участки антропогенного трансформированного геохимического поля, является их ясно выраженный отрицательный характер по отношению к местному фону почв, обусловленный его разубоживанием пониженными концентрациями химических элементов в привносимом материале. Его поступление в конечном итоге приводит к уменьшению содержания элементов в верхнем слое почвы.

Условиями образования этого типа антропогенных обусловленных отрицательных геохимических ореолов являются: пониженное относительно поверхностного горизонта почв содержание химических элементов в минеральном сырье (вмещающих породах), в атмосферных выбросах и др.; наличие крупных горных выработок и их отвалов, стационарных источников выбросов; интенсивное проявление ветрового пыле(зол)уноса.

Вышеизложенное позволяет расширить терминологические подходы к выделению антропогенных геохимических аномалий и к их классификации. В частности, предлагается пересмотреть утвердившееся в научной литературе представление о формировании отрицательных геохимических аномалий этого класса только путем выноса химических элементов, который целесообразно дополнить типом отрицательных геохимических аномалий, образующимся за счет привноса элементов с более низкими концентрациями по сравнению с местным фоном депонирующей природной среды.

Литература

1. Беус А.А., Грабовская Л.И., Тихонова Н.В. Геохимия окружающей среды. – Мю: Недра, 1976. – 248 с.
2. Геохимия окружающей среды / Ю.Е. Сагет, Б.А. Ревич, Е.П. Янин и др. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
3. Маршак А.Д. Изотопно-геохимическая методика поиска и выявления разнотипных техногенных геохимических аномалий: Дис. ... канд. геол.-минер. наук. – М.: 2002. – 187 с.
4. Робертус Ю.В., Любимов Р.В., Кивацкая А.В. О формировании отрицательных литохимических аномалий при разработке минерального сырья // Мат. VII межд. научн.-практ. конф. "Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде". – Семей: 2012. – С. 264-269.
5. Ситникова В.А. Особенности загрязнения тяжелыми металлами почв г. Горно-Алтайска // Мат. Межд. научн.-практ. конф. "Экологические аспекты природопользования в Алтае-Саянском регионе". – Белокуриха: 2014. – С. 44-49.
Робертус Ю.В., Любимов Р.В., Кивацкая А.В., Шевченко Г.А. Состояние воздушного бассейна в районе г. Горно-Алтайска // Матер. научн.-практ. конф. "Проблемы и перспективы социально-экономического развития города. – Горно-Алтайск: 2013. – С. 112-115.

**СЕКЦИЯ 3. БИОГЕОХИМИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ. ВЛИЯНИЕ
БИОГЕОХИМИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ, ПРОИСХОДЯЩИХ НА
ВОДОСБОРАХ, НА ФОРМИРОВАНИЕ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО
СТОКА**

УДК 550.47

**В.А. Алексеенко, Е. В. Власова, Н.Б.Манусова, А.В.Суворинов,
Н.Г. Иващенко, Е.И. Череп
ГЕОБОТАНИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ПРИБРЕЖНЫХ
АКВАЛЬНЫХ ЛАНДШАФТОВ ЧЕРНОМОРСКОГО ПОБЕРЕЖЬЯ
РОССИИ**

**V.A. Alekseenko¹, E.V. Vlasova¹, N.B.Manusova⁴, A.V. Suvorinov²,
N.G. Ivashenko³, E.I.Cherep³
GEOBOTANICAL FEATURES OF COASTAL LANDSCAPES OF THE
BLACK SEA COAST OF RUSSIA**

¹Академия биологии и биотехнологии ЮФУ, ²НИИ перспективных материалов и технологий, ³Кубанский государственный технический университет, ⁴Центр Экологических Систем и Технологий, Иерусалим, Израиль

E-mail: al.vl.alekseenko@gmail.com; vlasovaelena1@rambler.ru

Аннотация. Обсуждаются результаты геоботанической оценки прибрежных ландшафтов Черноморского побережья с использованием водорослей *Padina pavonia*, *Cystoseira barbata*, *Enteromorpha intestinalis*

Abstract. Application of different species of algae for a geobotanical assessment of an ecological condition of coastal waters is considered.

По результатам экологических работ, проводимых в НИИ геохимии биосферы ЮФУ, наиболее распространенными водорослями, применимыми для проведения геоботанических и биогеохимических исследований в прибрежных аквальных ландшафтах Черноморского побережья России, признаны виды *Padina pavonia*, *Cystoseira barbata*, *Enteromorpha intestinalis*. Олигосапробный вид *Padina pavonia* рассматривается как индикатор чистых вод, а полисапробный вид *Enteromorpha intestinalis* – как индикатор наличия загрязнения (преимущественно органического).

Рассмотрим результаты геоботанической оценки состояния прибрежной северо-западной зоны Черноморского побережья России, проведенной с использованием данных видов.

Районирование территории Черноморского побережья России проведено согласно Алексеенко В.А. *Таманский эколого-экономический район* начинается от Азовского моря и оканчивается по побережью у г. Анапы; *Новороссийский эколого-экономический район* протягивается от г. Анапы до г. Туапсе (с включением этих городов в его состав); *Сочинский эколого-экономический район* начинается на западе у г. Туапсе и продолжается на восток до границы с Абхазией. Южная граница районов совпадает с государственной границей России, северная – проходит по Кавказскому хребту (рис.1).

Таманский эколого-экономический район

В Таманском районе прибрежные ландшафты суши, снос с которых может оказывать непосредственное воздействие на загрязнение прибрежных вод, а, следовательно, и водную растительность, в основном представлены сельскохозяйственными ландшафтами (пашни и виноградники) и селитебными (небольшие поселки, которые в настоящее время все чаще

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

называют курортными). Встречаемость цистозиры и энтероморфы в аквальных ландшафтах, ограниченных пределами района, весьма велика. Практически вся прибрежная зона от пос. Тамань до г. Анапа заселена водорослями вида цистозира. В масштабе исследований можно утверждать, что встречаемость данного вида близка к 100%. Столь же велика встречаемость ульвы.

Участок, на котором была отмечена и отобрана для анализа энтероморфа, простирается от акватории поселка Тамань до мыса Панагия. Этот же район был выделен как ареал обитания вида церамиум.

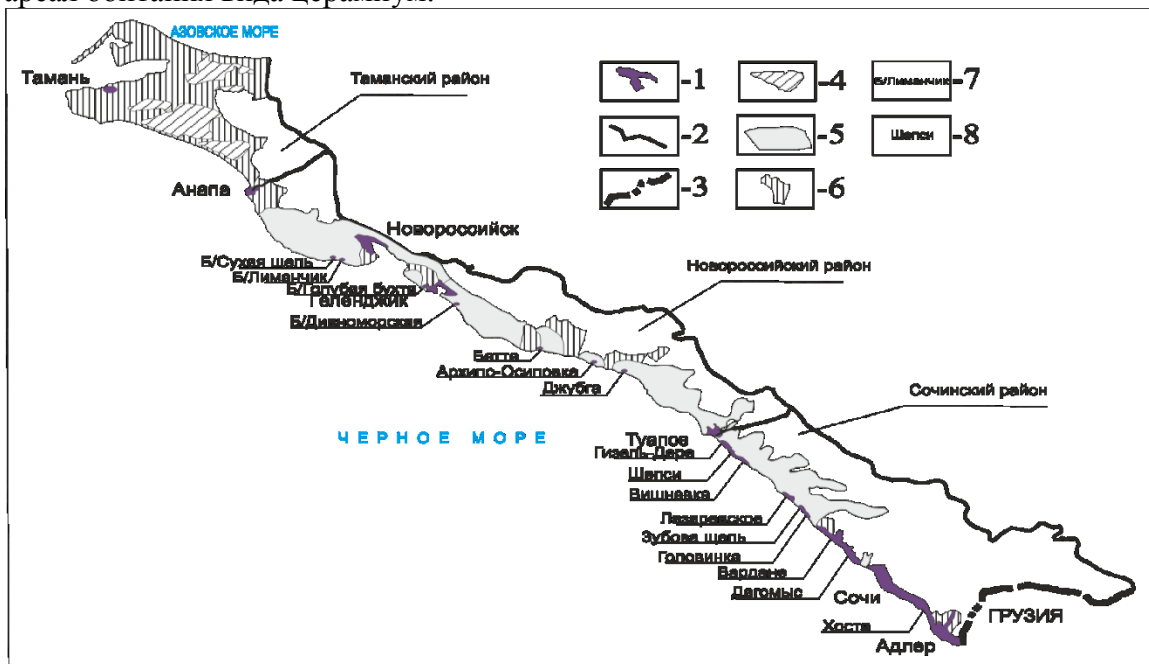


Рисунок 1 Эколого-экономическое районирование Черноморского побережья России
1-города; 2-граница исследуемого региона; 3-государственная граница; 4-лиманы; 5-биогенные ландшафты; 6-сельскохозяйственные ландшафты; 7-малые бухты и участки к ним относимые; 8-населенный пункт

Характерно, что энтероморфа не встречается в прибрежных водах, омывающих сельскохозяйственные ландшафты суши, а падина встречается на всей исследуемой территории (в пределах Таманского эколого-экономического района) столь редко, что в масштабе работ (1:500 000) можно считать, что данный вид в пределах Таманского эколого-экономического района не обнаружен (по крайней мере, на период проведения исследований).

Отсутствие падины может объясняться не только загрязненностью прибрежных вод, но и наличием в этом районе частых и весьма сильных прибоев, что, как правило, не характерно для мест произрастания данного вида. Однако, и такой олигосапробный вид, как лауренсия (менее требовательный к спокойствию вод), тоже не был обнаружен нами в пределах этого района.

Из видов, относимых к показателям чистых и условно-чистых вод, в пределах Таманского эколого-экономического района нами была отмечена только кладофора (*Cladofora dalmatica*). Область ее распространения - небольшой участок от мыса Панагия до мыса Железный рог. В этом районе энтероморфа и церамиум уже не встречаются, что может служить показателем изменения качества прибрежных вод в лучшую сторону. Следует учитывать, что зона отбора была ограничена глубинами до 1,5 м.

Таким образом, применительно к условиям Таманского эколого-экономического района использование геоботанического метода, основанного на применении вида *Padina* в качестве индикатора чистых вод невозможно. Четкое разделение ареалов распространения полисапробных видов (энтероморфа и церамиум) и мезосапробного (кладофора) дают

основание полагать, что индикация чистоты вод все-таки возможна, но на несколько другом уровне – при проведении более детальных исследований в более крупном масштабе.

Новороссийский эколого-экономический район

Так же, как и для аквальных ландшафтов Таманского эколого-экономического района, встречаемость цистозеры здесь практически повсеместная. Встречаются водоросли данного вида, «угнетенные» паразитами или просто имеющие нездоровый вид (как правило, в центральных частях бухт), но, тем не менее, в масштабе работ не удалось выявить сколь бы то ни было протяженного участка, на котором цистозера отсутствовала бы полностью. Картина распространенности падины и энтероморфы в прибрежных аквальных ландшафтах на территории от Анапы до Туапсе довольно мозаичная. В масштабе работ нам не удалось выделить в прибрежной зоне участков, которые на основе геоботанического анализа безоговорочно могли бы быть отнесены к участкам с чистой водой – ареалы распространения обоих видов водорослей (олигосапроба - падины и полисапроба – энтероморфы) во всех случаях перекрываются. Были выделены участки, на которых полностью отсутствовала падина (прибрежье от Анапы до пос. Сухая щель, внутренняя часть Цемесской бухты, акватории поселков Джубга и города Туапсе, территория от пос. Джубга до пос. Ольгинка), но при этом отмечалось присутствие энтероморфы. Участков, на которых произрастала бы только падина, выявлено не было.

Следует отметить, что наибольшая встречаемость падины отмечена в аквальных ландшафтах, примыкающих к биогенным ландшафтам суши и граничащим с ними ландшафтам курортных поселков. Плотность распределения таких поселков по побережью на территории района невелика (по сравнению с Сочинским эколого-экономическим районом), что положительно сказывается на степени загрязненности вод, разбавление и перемешивание которых нивелирует загрязнение, неизбежно присутствующее в акваториях поселков. Как будет показано дальше, в аквальных ландшафтах, граничащих с курортными поселками Сочинского эколого-экономического района, такого нивелирования не происходит.

Отсутствие падины (в масштабе работ 1:500 000) в зонах влияния промышленных селитебных ландшафтов (г. Новороссийск и г. Туапсе) объяснимо с точки зрения повышенной (и крайне разнообразной по характеру) техногенной нагрузки, которую испытывают аквальные ландшафты, примыкающие к этим городам. Тем не менее, как показали более подробные исследования, проведенные в Цемесской бухте, при более крупном масштабе работ, в пределах каждого участка могут быть на основе геоботанического метода дополнительно выявлены зоны, отличающиеся друг от друга по степени экологического благополучия.

Сочинский эколого-экономический район

Особенности распространения энтероморфы в пределах данного района отличаются от особенностей, отмеченных нами для выше рассмотренных Таманского и Новороссийского районов. Вероятнее всего, большое влияние на «прерывистость» линии распространенности оказывает высокая плотность населенных пунктов, расположенных в непосредственной близости от береговой линии. Если в аквальных ландшафтах Новороссийского эколого-экономического района территории, не заселенные энтероморфой, имели довольно большую протяженность, то в прибрежье Сочинского района таких участков почти нет. Отсутствие энтероморфы наблюдалось, в основном, на участках, наиболее удаленных от населенных пунктов в зонах влияния биогенных ландшафтов суши. Отметим сразу, что несмотря на отсутствие на этих участках полисапробных видов, присутствие олигосапробов (падины, лауренсии) на этих участках отмечено не было. Падина была отобрана только в одном случае - в акватории поселка Шепси, а лауренсия – в 1 км от пос. Джубга. В обоих случаях, на этих же точках отбора было отмечено присутствие энтероморфы, хотя и в очень небольшом количестве. Во всех

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

других случаях на участках отсутствия энтероморфы сообщество водорослей было представлено видами цистозира, кладофора, гелидиум.

Таким образом, в результате исследований, на территории Сочинского эколого-экономического района нами выделено четыре участка, которые можно отнести к условно чистым по характеру представленного там видового сообщества водорослей. Первый участок – от акватории пос. Макопсе до устья реки Аше; второй участок – территория между поселками Головинка и Лоо, включая акваторию поселка Вардане, расположенного между ними; третий участок – территория от пос. Мамайка до акватории санатория «Сочи» (г. Сочи); четвертый – прибрежная зона от поселка Мацеста до г. Адлер (включая их акватории). Из четвертого участка следует исключить акватории пос. Кудепста и Хоста, где было отмечено значительное количество произрастающей энтероморфы.

В устьях рек Псеуапсе, Псоу и Шахе не отмечено присутствие ни одного из 10 исследуемых видов водорослей, что вызвано, вероятнее всего не только загрязнением, но и резким снижением солености (опреснением) морской воды.

Подводя итог всему вышесказанному, нужно отметить, что применение геоботанического метода в оценке эколого-геохимического состояния прибрежных аквальных ландшафтов Черноморского побережья позволило выявить весьма тревожную картину. Практически повсеместное присутствие энтероморфы, как индикатора значительного органического загрязнения прибрежных вод, свидетельствует о настоятельной необходимости принятия мер к ограничению количества загрязнений. Особенно это актуально для Сочинского эколого-экономического района. Наиболее благополучной пока является обстановка в Новороссийском эколого-экономическом районе, но, принимая во внимание тенденции развития региона и расширение курортного строительства, можно прогнозировать, что при несоблюдении экологических норм в дальнейшем, картина, характерная на сегодняшний день для Сочинского района, может стать привычной для всего побережья.

Выводы:

При проведении работ в масштабе 1:500 000 не отмечено сколь бы то ни было протяженного участка, характеризующегося присутствием только водорослей – индикаторов чистых вод. В зонах влияния биогенных ландшафтов суши и ряда курортных поселков Новороссийского эколого-экономического района олигосапробный вид падина встречается в ассоциации с полисапробным видом энтероморфа. К значительно загрязненным участкам побережья, на которых отмечено преимущественное произрастание полисапробных видов на фоне полного отсутствия олигосапробных можно отнести побережье от Анапы до пос. Сухая щель, внутреннюю часть Цемесской бухты, акватории поселков Джубга и города Туапсе, территория от пос. Джубга до пос. Ольгинка, практически всю акваторию Сочинского эколого-экономического района.

**А.В. Пузанов¹, Д.Н. Балыкин¹, А.А. Бондарович², В.В. Щербинин²,
Э. Стефан³, Р. Майсснер⁴**

**ИССЛЕДОВАНИЕ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ПОЧВЕННЫХ
РАСТВОРОВ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ГРАВИТАЦИОННЫХ
ВЗВЕШИВАЕМЫХ ЛИЗИМЕТРОВ В УСЛОВИЯХ СУХОСТЕПНОЙ
ЗОНЫ КУЛУНДИНСКОЙ СТЕПИ**

**A.V. Puzanov¹, D.N. Balykin¹, A.A. Bondarovich², V.V. Scherbinin² E.
Stephan³, R. Meissner⁴**

**INVESTIGATION OF CHEMICAL COMPOSITION OF SOIL SOLUTION
USING A WEIGHABLE GRAVITATION LYSIMETER IN KULUNDA DRY
STEPPE**

¹Институт водных и экологических проблем (ИВЭП СО РАН), г. Барнаул, Россия,
²Алтайский государственный университет, г. Барнаул, Россия, ³Университет Мартина
Лютера Галле-Виттенберг, Институт геологии и географии, г. Галле, Германия, ⁴Центр
исследований окружающей среды имени Гельмгольца (UFZ), лизиметрическая станция,
г. Фалькенберг, Германия

E-mail: puzanov@iwep.ru, balykindn@yandex.ru, vscherbinin@gmail.com,
eckart.stephan@geo.uni-halle.de, ralph.meissner@ufz.de

Аннотация. В данной работе показаны возможности современных гравитационных взвешиваемых лизиметров для исследования почвенных растворов. Представлены результаты химического состава почвенных растворов черноземов южных в условиях сухостепной зоны Кулундинской степи.

Abstract. This paper shows a capability of a modern weighable gravitation lysimeter for studying the chemical composition of soil solution. The results of investigation of chemical composition of calcic chernozems solution under Kulunda dry steppe condition are presented.

Изучение состава почвенных растворов *in situ* позволяет получить неискаженную информацию о характере взаимодействия жидкой и твердой фаз почвы, процессах, протекающих в почве в природной обстановке [1]. Выделение почвенных растворов из почв сухостепной зоны связано с определенными трудностями. Основная задача состоит в получении их в состоянии, близком к естественному [2].

Гравитационные взвешиваемые лизиметры являются надежным инструментом для проведения точных водобалансовых расчетов и исследования химического состава почвенных растворов [3-5].

В августе 2013 года в районе села Полуямки (Михайловский район Алтайского края) в рамках проекта «Кулунда» была установлена лизиметрическая станция 2-х контейнерного типа. Она состоит из водонепроницаемой сварной конструкции (полиэтилен высокого давления) площадью 11,56 м², двух контейнеров для почвенных монолитов, центральной входной (контрольной) шахты. Станция специально адаптирована к условиям климата Сибири, снабжена устройством для отделения снежного покрова, образующегося в зимние месяцы на поверхности почвенных монолитов.

Для изучения водного и солевого режима почв в условиях Кулундинской степи были извлечены и доставлены на лизиметрическую станцию два почвенных монолита ненарушенного строения площадью 1 м², 2 м глубиной на пахотном участке с посевами пшеницы (монолит 1 - вариант антропогенно-преобразованной почвы) и залежи приблизительно 30 летней давности со степной растительностью (монолит 2 - вариант с минимальным антропогенным воздействием). Исследуемые почвы - черноземы южные среднеспелые легко- и среднесуглинистого гранулометрического состава.

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

Для определения основных почвенно-гидрологических свойств в почвенные монолиты были установлены измерительные датчики (TDR зонды, тензиометры, всасывающие трубки (зонды), датчики температуры) на глубинах 0,3, 0,5 и 1,20 м. Таким образом, можно получить подробную информацию о количестве и качестве почвенного раствора, проходящего через почвенную колонку.

Для извлечения почвенного раствора применяются всасывающие трубки (зонды) с керамическим наконечником (Рис.). Величина прилагаемого вакуума устанавливается из блока управления вакуумом на базе микропроцессора, встроенного в комплексное устройство регистрации данных лизиметрической станции и фактического давления почвенной влаги, определяемого с помощью установленных тензиометров.



Рис. Устройство для извлечения почвенного раствора (всасывающая трубка) с керамическим наконечником (suction probes with ceramic cup)

Необходимо отметить, что за время функционирования лизиметрической станции почвенный раствор впервые был получен лишь весной текущего года. Результаты анализа химического состава почвенного раствора показывают, что в весенний период после активной фазы снеготаяния из биогенных элементов в составе почвенного раствора пахотного горизонта чернозема южного значительно преобладают нитраты (монолит 1). Существенно ниже их концентрация на варианте со степной растительностью (монолит 2) (Таблица).

В составе катионов почвенного раствора преобладает кальций, а в составе анионов – гидрокарбонаты и хлориды. На пахотном варианте наблюдается смещение реакции почвенного раствора в щелочную сторону. Микроэлементный состав представлен в зависимости от концентрации в убывающем порядке: железо > марганец > медь > цинк > никель > кобальт > хром. Общая минерализация почвенного раствора характерна для незасоленных почв.

Работа выполнена в рамках Государственного задания по проекту VIII.76.1.4. Биогеохимические и почвенно-гидрологические процессы на водосборах и их влияние на формирование гидрохимического стока в природных и антропогенных ландшафтах и международного междисциплинарного проекта «Кулунда» (Как предотвратить глобальный синдром «пыльных бурь»? Экологические и экономические стратегии устойчивого землепользования в аридных степях России: вклад в глобальные изменения климата) при финансовой поддержке Федерального министерства науки и образования Германии (FK 01LL0905D). Мы хотели бы выразить благодарность всем российским и немецким коллегам по проекту за помощь и поддержку в ходе исследований.

Химический состав почвенных растворов из гумусовых горизонтов почв, лизиметрическая станция, апрель 2015 (с. Полуямки, Михайловский район, Алтайский край), мг/дм³

Показатели	Монолит 1	Монолит 2
CO ₃ ²⁻	<10,0	<10,0
HCO ₃ ⁻	61,0±2,6	61,0±2,6
Cl ⁻	39,2±4,3	81,2±7,3
SO ₄ ²⁻	39,5±7,9	20,7±4,1
Ca ²⁺	112,0±12,3	132,0±14,5
Mg ²⁺	28,8±3,2	43,2±4,8
Na ⁺	<1,0	<1,0
pH	7,2±0,2	5,9±0,2
NO ₃ ⁻	279,7±33,5	5,4±0,65
NO ₂ ⁻	1,5±0,199	0,067±0,013
NH ₄ ⁺	<0,05	0,08±0,03
PO ₄ ³⁻	<0,002	0,047±0,005
железо	0,053±0,02	0,056±0,02
марганец	<0,010	0,019±0,006
медь	0,0031±0,001	0,0065±0,001
цинк	<0,004	0,020±0,006
никель	0,0005±0,0002	0,0009±0,0002
кобальт	0,0003±0,0001	0,0002±0,0001
хром	<0,0002	<0,0002
минерализация	286,5	338,1

Литература

1. Трофимов С.Я., Караванова Е.И. Жидкая фаза почв: учебное пособие по некоторым главам курса химии почв. – Москва: «Университетская книга», 2009. – 111 с.
2. Первова Н.Е. О составе и характере миграции почвенных растворов // Всероссийский журнал научных публикаций, октябрь 2011. – С. 94-96.
3. Meissner R., Rupp H., Seyfarth M. (2014). Advanced technologies in lysimetry. In: Mueller, L., Saparov, A., Lischeid, G. (eds.). Novel Measurement and Assessment Tools for Monitoring and Management of Land and Water Resources in Agricultural Landscapes of Central Asia Springer International, Environmental Science and Engineering 2014, pp. 159-173.
4. Пузанов А.В., Балыкин Д.Н., Майсснер Р., Стефан Э. Оценка водно-солевого режима антропогенно-преобразованных почв степных территорий с использованием гравитационных взвешиваемых лизиметров (на примере Германно-Российского проекта «Кулунда») // Экологические и экономические стратегии устойчивого землепользования в степях Евразии в условиях глобального изменения климата: материалы Международной научно-практической конференции 30 сентября - 3 октября 2014 г., Барнаул / под ред. М.М. Силантьевой, В.И. Беляева, Е.В. Понькиной, Д.В. Черных. – Барнаул: Изд-во Алт. ун-та, 2014. – С. 121-124.
5. Пыленок, П. И., Перегудов, С. В., Яшин, В. М., Майсснер, Р., Рупп, Х., Больце С, Ляйнвебер П., Хайльманн Е., Зайфарт М. Использование инновационной лизиметрической технологии в российско-германских исследованиях // Вестник Российской академии сельскохозяйственных наук. – 2012. №5.-С. 5-8.

Н.Г. Курамшина¹, Э.Э. Нуртдинова¹, И.О. Туктарова¹, Т.Ш. Маликова¹,
Э.М.Курамшин²

**ВЛИЯНИЕ ТОПЛИВНО-ЭНЕРГЕТИЧЕСКОГО КОМПЛЕКСА
РЕСПУБЛИКИ БАШКОРТОСТАН НА ЭКОГЕОХИМИЧЕСКОЕ
СОСТОЯНИЕ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД МАЛЫХ РЕК**

N.G. Kuramshina¹, E.E. Nurtdinova¹, I.O. Tuktarova¹, T.Sh. Malikova¹,
E.M. Kuramshin²

**EFFECT OF FUEL-ENERGY COMPLEX OF THE REPUBLIC OF
BASHKORTOSTAN ON ENVIRONMENTAL AND GEOCHEMICAL
STATE OF SURFACE WATER OF SMALL RIVERS**

¹Уфимский государственный университет экономики и сервиса, Уфа

²Уфимский государственный нефтяной технический университет, Уфа

E-mail: n-kuramshina@mail.ru

Аннотация. Исследовано влияние топливно-энергетического комплекса Республики Башкортостан на экогеохимическое состояние поверхностных вод малых рек. Установлена динамика содержания тяжелых металлов, нефтепродуктов и дана оценка экологического риска.

Abstract. The influence of fuel-energy complex of the Republic of Bashkortostan on environmental and geochemical state of surface water of small rivers is investigated. The dynamics of heavy metals and oil products content is determined, and the environmental risk is assessed.

Республика Башкортостан – высокоразвитый промышленный регион Поволжья. Нефтегазовый комплекс является одним из основных факторов воздействия на окружающую среду, что определено историческими особенностями развития экономики территории. На сегодняшний день топливно-энергетический комплекс Башкортостана объединяет нефтедобывающую и нефтеперерабатывающую промышленности, химию и нефтехимию, электроэнергетику и трубопроводный транспорт [1-3]. Наиболее характерной особенностью нефтеперерабатывающих предприятий является многочисленность локальных источников выброса токсических веществ во внешнюю среду на сравнительно небольшой территории и соответственно многообразие путей их поступления в атмосферный воздух, почву, воду [5-6]. Аварии на промысловой и магистральной трубопроводной сети способствуют загрязнению рек на значительном протяжении и интенсивному росту содержания нефтепродуктов в поверхностных водах [4].

Предприятиями топливной отрасли промышленности (в том числе добыча и переработка нефти и газа) использовано 89,31 млн. м³ воды (12% от общереспубликанского объема). Водоотведение в поверхностные водные объекты составило 8,48% от объема сброса по республике.

Основные методы разработки месторождений базируются на методах воздействия на нефтяные пласты различными химически активными добавками (полимеры, силикаты, щелочи, ПАВ и др.). Их применение сопровождается сложными процессами деструкции, адсорбции и взаимодействия с компонентами пород и пластовых вод, что ведет к вторичному загрязнению пласта за счет накопления не вовлеченных в процесс химических реагентов [5-6].

Экологическое состояние территории может быть оценено путем изучения качества воды ее малых рек [7, 9-10]. Водные экосистемы урбанизированных территорий как конечное звено миграции загрязняющих веществ испытывают значительное антропогенное воздействие, проявляющиеся, в частности, в возрастании притока тяжелых металлов и биогенных элементов [11-12].

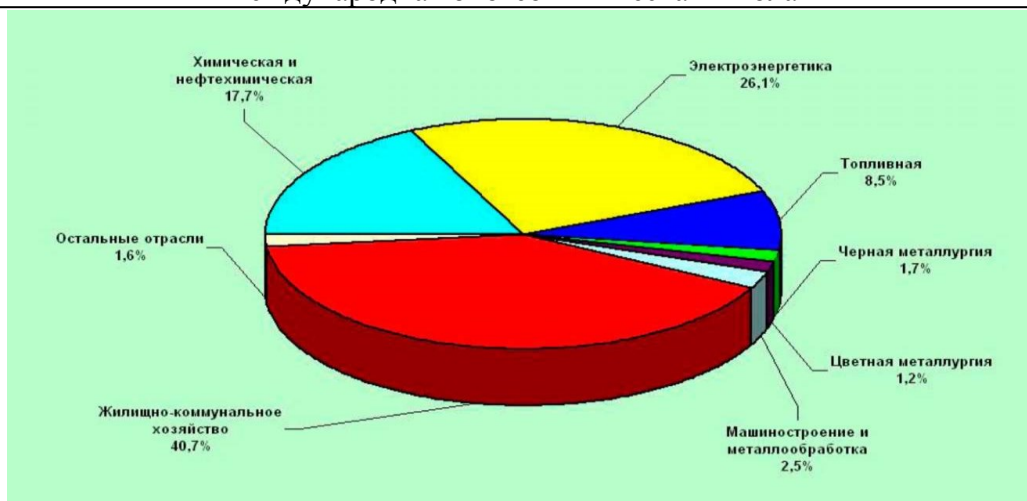


Рис. 1 Доля отраслей промышленности в сбросе сточных вод в поверхностные воды Республики Башкортостан в 2013 г.

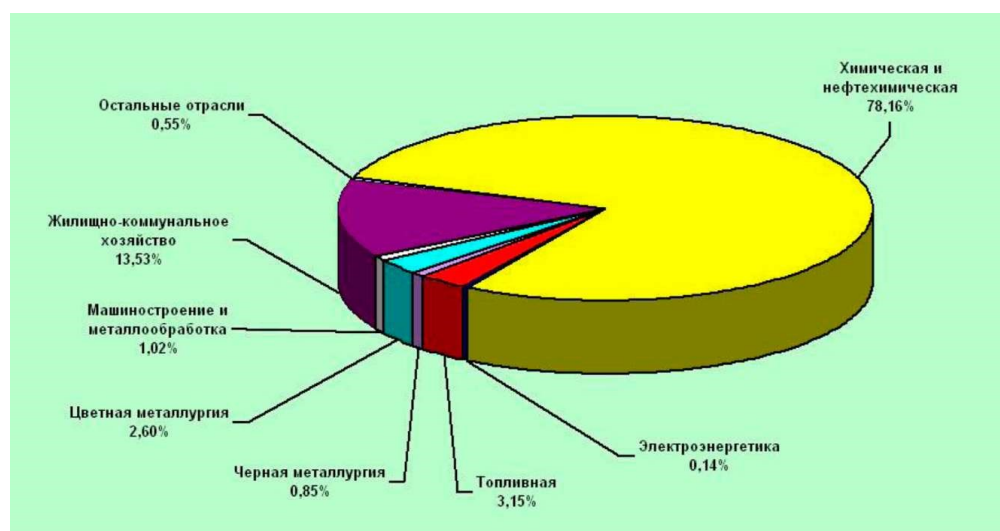


Рис. 2 Доля отраслей промышленности в сбросе загрязняющих веществ в поверхностные воды Республики Башкортостан в 2013 г.

Целью данной работы является оценка влияния топливно-энергетического комплекса на экологическое состояние р. Дема и ее притока - р. Мияки; изучение содержания и оценка индекса экологического риска для нефтепродуктов и тяжелых металлов в поверхностных водах данных рек за период 2007-2012 гг.

Опасность воздействия объектов нефтегазового комплекса на экосистемы обусловлена токсичностью различных химических элементов и соединений, содержащихся в составе нефтесодержащих растворов, пластовых водах и буровых растворах (нефтяных углеводородов, тяжелых металлов и др.) [1].

В работе были использованы методы статистического анализа данных Башкирского УГМС по среднему содержанию нефтепродуктов (табл.1, рис.3) и тяжелых металлов (табл. 2-4) в поверхностных водах рек республики.

Геохимическое состояние поверхностных вод реки Дема наблюдается в 2-х створах: в среднем течении у села Кармышево и в городе Уфа в 2 км от устья [11].

Гидрохимический анализ по содержанию нефтепродуктов поверхностных вод в среднем течении р. Дема показал динамику снижения содержания нефтепродуктов. В 2012 г. ($0,251 \text{ мг/дм}^3$), почти в 2 раза меньше в 2007 г. ($0,473 \text{ мг/дм}^3$). При этом экологическое состояние реки остается напряжённым. Среднее содержание нефтепродуктов, за период 2007-2010 гг., составило $0,362 \text{ мг/дм}^3$ – это выше ПДК в 7,24 раза (табл. 2).

Динамика содержания нефтепродуктов в поверхностных водах рек Республики Башкортостан за 2007-2012 гг.

Реки	Пункт отбора	Средняя концентрация за год ($C_{ср.}$), мг/дм ³ [11]				$C_{ср.}$ мг/дм ³ (2007-2012 гг.)	$K_k = \frac{C_{ср.}}{ПДК^*_{р/х}}$
		2007	2008	2009	2012		
Белая	п. Прибельский	0,255	0,134	0,093	0,115	0,149	2,98
	г.Уфа, водозабор	0,145	0,135	0,122	0,115	0,129	2,58
	г. Уфа, речной порт	0,109	0,092	0,123	0,120	0,111	2,22
	г.Благовещенск	0,249	0,076	0,122	0,131	0,145	2,90
Ашкадар	г.Стерлитамак	0,113	0,078	0,104	0,050	0,086	1,72
Инзер	д. Азово	0,127	0,083	0,084	0,194	0,122	2,44
Уршак	д. Булгаково (0,5 км выше)	0,140	0,088	0,098	0,113	0,110	2,20
	д. Булгаково (в черте деревни)	0,106	0,078	0,122	0,112	0,105	1,00
Уфа	д. Верхний Суян	0,445	0,087	0,332	0,274	0,285	5,7
	г. Уфа	0,147	0,058	0,087	0,129	0,105	1,00
Ай	д. Лаклы	0,195	0,210	0,167	0,226	0,199	3,98
Киги	д. Кондаковка	0,738	0,509	0,209	0,394	0,370	7,4
Шугуровк а	г. Уфа (в черте города)	0,185	0,105	0,097	0,165	0,138	2,76
Дема	с. Кармышево	0,473	0,430	0,400	0,251	0,389	7,78
	г. Уфа (2км от устья)	0,107	0,048	0,108	0,119	0,096	1,92
Мияки	с.Мияки-Тамак	0,460	0,205	0,309	0,280	0,314	6,28
Чермасан	д.Новоумраново	0,119	0,070	0,157	0,187	0,133	2,66
Юрюзань	д. Чулпан	0,283	0,210	0,337	0,299	0,282	5,64
Быстрый Танып	д. Алтаево	0,069	0,037	0,087	0,150	0,086	1,72
Ик	г. Октябрьский	0,050	0,009	0,00	0,020	0,020	0,4

*ПДК р/х для нефтепродуктов составляет 0,05 мг/дм³ [13].

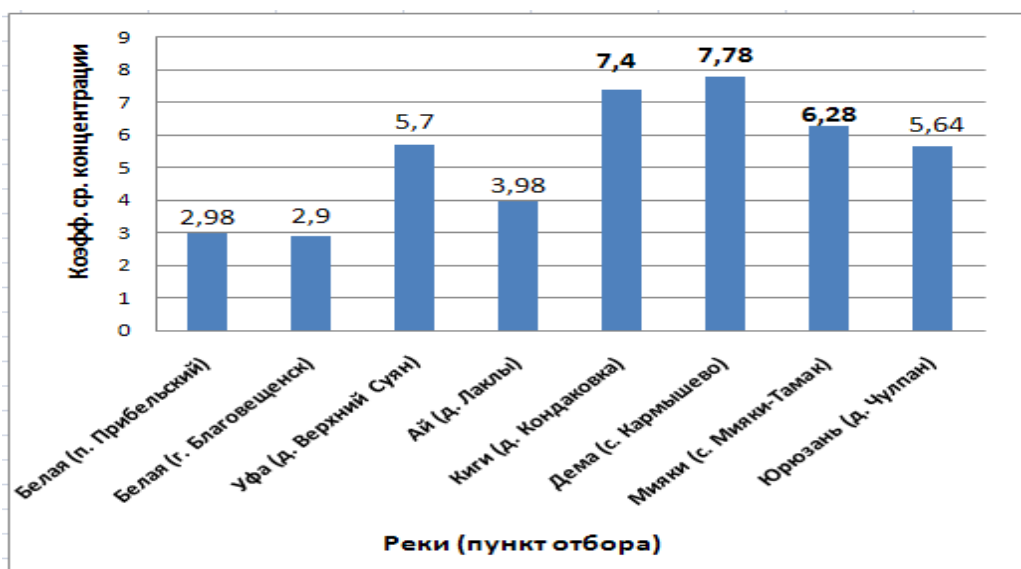


Рис. 3. Сравнительная характеристика поверхностных вод рек Республики Башкортостан по коэффициенту концентрации нефтепродуктов

Оценка экологического риска (Кк) содержания ТМ и нефтепродуктов в поверхностных водах р. Дема (среднее течение), 2007 – 2012 гг.

Наименование ингредиента	Класс опасности.	ПДК р/х, мг/дм ³ [13]	Содержание ХВ, мг/дм ³			Кк = $C_{cp}/ПДК_{p/x}$
			C _{min}	C _{max}	C _{cp}	
Железо (общ.)	4	0,1	0,237	0,541	0,389	3,89
Медь	3	0,001	2,17	4,87	3,52	3520,0
Цинк	3	0,01	2,57	28,0	15,29	1528,5
Нефтепродукты	3	0,05	0,251	0,473	0,362	7,28
ХПК	усл.4	15,0	21,4	24,2	22,8	1,52

Таблица 3

Оценка экологического риска состояния поверхностных вод р. Дема (в 2 км от устья) в 2007-2012 гг.

Ингредиент	Класс опасности	ПДК р/х, мг/дм ³ [13]	Содержание ХВ, мг/дм ³			Кк = $C_{cp}/ПДК_{p/x}$
			C _{min}	C _{max}	C _{cp}	
Железо (общ.)	4	0,1	0,037	0,111	0,074	0,740
Медь	3	0,001	0,723	2,54	1,630	1630,0
Цинк	3	0,01	1,28	3,54	2,410	241,0
Никель	3	0,01	2,62	3,77	3,195	319,5
Марганец	3	0,01	36,5	80,8	58,65	5865,0
Нефтепродукты	3	0,05	0,048	0,119	0,084	1,680
ХПК	усл.4	15,0	25,4	31,1	28,25	1,883

Поверхностные воды р. Дема (2 км от устья) показали тенденцию роста содержания нефтепродуктов, что иллюстрирует экологически напряжённую ситуацию (табл.1). Средняя концентрация нефтепродуктов, за период 2007-2012 гг., составила 0,084 мг/дм³, что выше ПДК почти в 2 раза (табл. 2).

Качество поверхностных вод р. Мияки, небольшого притока реки Дема, наблюдается в одном створе (с. Мияки-Тамак). В 2012 году отмечался рост загрязнённости воды по среднему коэффициенту комплексности с 35 до 40%, по максимальному Кк с 46 до 55%. Качество воды оценивалось 4 классом разряда «грязная» [8].

Таблица 4

Оценка экологического риска состояния поверхностных вод р. Мияки в 2007-2012 гг.

Ингредиент	Класс опасности	ПДК р/х, мг/дм ³ [13]	Содержание ЗВ, мг/дм ³			Кк = $C_{cp}/ПДК_{p/x}$
			C _{min}	C _{max}	C _{cp}	
Железо (общ.)	4	0,1	0,32	0,59	0,46	4,6
Медь	3	0,001	1,33	5,06	3,20	3200
Цинк	3	0,01	2,80	6,34	4,57	457
Никель	3	0,01	5,29	15,9	10,6	1060
Нефтепродукты	3	0,05	0,20	0,46	0,33	6,65
ХПК	усл.4	15,0	20,7	27,1	23,9	1,6

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

По результатам анализа поверхностных вод р. Мияки, прослеживается динамика снижения содержания нефтепродуктов более чем в 1,5 раза. Однако экологическое состояние реки остается тяжелым, поскольку средняя концентрация нефтепродуктов превышает ПДК в 6,65 раза (табл.4). Поверхностные воды среднего течения р. Дема по содержанию тяжелых металлов (Fe, Cu, Zn) имеют значительное превышение ПДК соответственно в 4, 3520 и 1529 раз. Оценка экологического риска (Кк) показала, что наибольшее значение имеют медь и цинк.

Результаты анализа поверхностных вод верхнего течения р. Дема (2 км от устья) по содержанию тяжелых металлов (Fe, Cu, Zn, Ni, Mn) показали, значительное превышение ПДК для рыбохозяйственных водоемов для меди, цинка, никеля и марганца в 1630, 241, 319 и 5865 раз соответственно. Оценка экологического риска (Кк) свидетельствует, что наибольшие значения были для меди и марганца (Рис.4).

Результаты гидрохимического анализа поверхностных вод р. Мияки по содержанию тяжелых металлов (Fe, Cu, Zn и Ni) показали, что имеет место значительное превышение ПДК для железа, меди, цинка и никеля в 5, 3195, 457 и 1060 раз соответственно. Оценка экологического риска (Кк) показала, что наибольшее значение у меди и никеля (Рис.5).

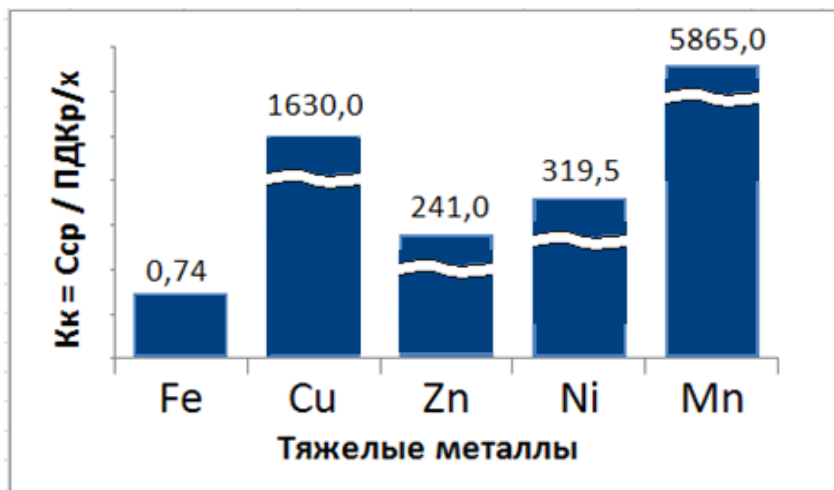


Рис.4. Коэффициенты средней концентрации тяжелых металлов в воде р. Дема (2 км от устья) за 2007-2012 гг.

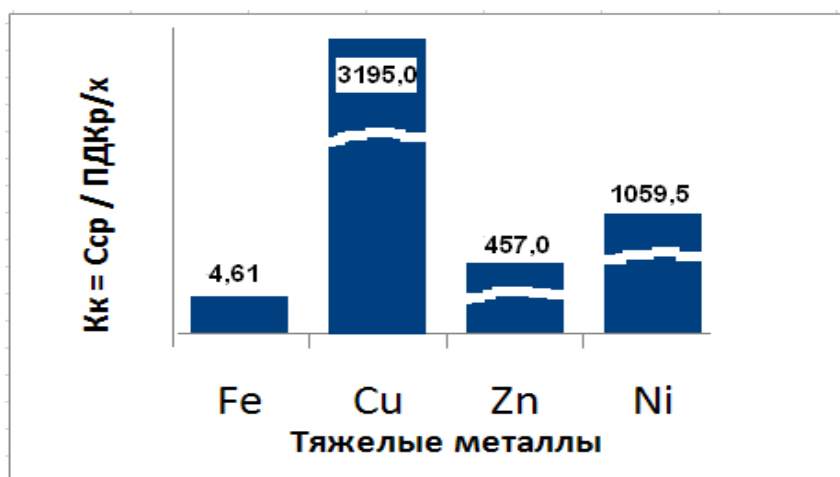


Рис. 5. Коэффициенты средней концентрации тяжелых металлов в воде р. Дема (2 км от устья) за 2007-2012 гг.

Таким образом, высокая степень техногенного воздействия топливно-энергетического комплекса на компоненты природной среды Республики Башкортостан определяется резко растущим уровнем содержания нефтепродуктов и тяжелых металлов в поверхностных

водах. При изучении динамики содержания нефтепродуктов в поверхностных водах рек Башкортостана максимальная концентрация обнаружена в реке Дема, также аномально высокое содержание нефтепродуктов выявлено в реках Мияки, Киги и Юрюзань. Обнаруженная ситуация подчеркивает техногенное поступление тяжёлых металлов в поверхностные воды р. Дема.

Литература

1. Сафонов Е.Н., Р.Х. Алмаев Физико-химические методы увеличения нефтеотдачи на месторождениях Башкортостана / Нефтяное хозяйство. – 2007. - №4. – С.42-45.
2. Сафонов Е.Н., Исхаков И.А, Гайнуллин К.Х., Лозин Е.В., Алмаев Р.Х. Применение новых методов увеличения нефтеотдачи на месторождениях Башкортостана / Нефтяное хозяйство. – 2002. - №4. – С.38-40.
3. Габитов Г.Х., Сафонов Е.Н., Гилязов Р.М., Лозин Е.В. Состояние и развитие нефтедобывающей отрасли Республики Башкортостан / Нефтяное хозяйство. – 2005. - №4. – С.150-153.
4. Государственный доклад «О состоянии природных ресурсов и окружающей среды Республики Башкортостан в 2011 году» Министерства природопользования и экологии Республики Башкортостан – Уфа, 2012. – 339 с.
5. Абдрахманов Р.Ф. Гидроэкология Башкортостана. - Уфа, Информреклама, 2005. – 344 с.
6. Беляева А.С., Кунакова Р.В. Применение химических методов и технологий извлечения остаточной нефти на месторождениях Республики Башкортостан - Уфа: АН РБ, Гилем, 2010. – 216с.
7. Бугров А.Н., Григорьева И.Л., Ермолаев В.В., Моржухина С.В., Успенская В.В., Ходарковский И.Л., Черных Л.П. К оценке степени нарушенности экологического состояния малых рек Верневолжья // Малые реки: Современное экологическое состояние, актуальные проблемы. Международная научная конференция. – Тольяти, 23-27 апреля 2001. – С. 37
8. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. - Л., Гидрометеиздат, 1986. – 268 с.
9. Халимов Р.Ф., Курамшина Н.Г. Тяжелые металлы в природных водах реки Уфа/ Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. – 2009. – №1. – С.88-92.
10. Курамшина Н.Г., Латыпов А.Б. Тяжелые металлы в природных средах Башкортостана / Сб. науч. тр. Междунар. НПК «Региональные экологические проблемы современности», 24 марта 2006 г. – Уфа. – Ч.1. – С. 142-156.
11. Ежегодники качества поверхностных вод по территории деятельности ГУ «Башкирское УГМС» Уфа, 2007-2012.
12. Государственный доклад «О состоянии и использовании водных ресурсов Республики Башкортостан в 2010 году» Федерального агентства водных ресурсов Камского бассейнового водного управления Отдела водных ресурсов по Республике Башкортостан. – Уфа, 2011. – 100 с.
13. Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно-допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействий (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. - М.: ВНИРО, 1999. - 304 с.

Н.Г. Курамшина¹, Э.Э. Нуртдинова¹, Э.М. Курамшин²
БИОАККУМУЛЯЦИЯ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ОРГАНАХ И
ТКАНЯХ ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ ИХТИОФАУНЫ БАШКОРТОСТАНА

N.G. Kuramshina, E.E. Nurtdinova, E.M. Kuramshin
BIOACCUMULATION OF HEAVY METALS
IN FISH OF WATER OBJECTS OF BASHKORTOSTAN

¹Уфимский государственный университет экономики и сервиса, Уфа

²Уфимский государственный нефтяной технический университет, Уфа

E-mail: n-kuramshina@mail.ru

Аннотация. Изучена биоаккумуляция ТМ (медь, цинк, свинец, кадмий, ртуть, мышьяк, железо, хром) в мышечных тканях леща, судака, окуня, стерляди среднего течения реки Белая. Установлено, что показатели биоаккумуляции изученных ТМ не превышают соответствующие значения предельно-допустимого уровня.

Abstract. Bioaccumulation of heavy metals (copper, zinc, lead, cadmium, mercury, arsenic, iron, chromium) in muscle tissue of bream, pike-perch, perch, sturgeon from the middle reaches of Belaya river is studied. It is found that the bioaccumulation of heavy metals studied does not exceed the corresponding values for maximum permissible level.

Содержание тяжёлых металлов (ТМ) в природных водах обусловлено геохимическим фоном и влиянием антропогенных источников [1]. Водные экосистемы техногенных территорий, как конечное звено миграции загрязняющих веществ, испытывают значительное антропогенное воздействие, связанное с возрастанием притока ТМ и биогенных элементов [5-7]. Из большого числа ТМ широкое распространение в окружающей среде получили – *медь, цинк, свинец, кадмий и ртуть*. Многие из них вызывают серьёзные заболевания человека и животных и являются причиной врожденных уродств. В водоемах восточной части Республики Башкортостан (РБ) имеет место следующее распределение микроэлементов: кобальт ($14,0 \pm 2,8$ мкг/дм³), марганец ($12,0 \pm 1,07$ мкг/дм³), медь ($19,0 \pm 2,17$ мкг/дм³) [3-5]. Интервалы изменения содержания ТМ в открытых водоемах РБ составляют: медь (3,5-14,0 мкг/дм³); цинк (5,0-24,0 мкг/дм³); свинец (1,1-2,5 мкг/дм³); кадмий (0,3-1,2 мкг/дм³); марганец (16-55 мкг/дм³) [2-4].

В настоящей работе изучена биоаккумуляция ТМ (*медь, цинк, свинец, кадмий, ртуть, мышьяк, железо, хром*) у разных представителей рыб. Рыбы завершают звено трофических цепей водоема и накапливают ТМ, содержащиеся в абиотических (грунт, вода) и биотических (фито-, зоопланктон, фито-, зообентос и др.) составляющих экосистемы [2].

Полученные результаты показали, что уровень биоаккумуляции изученных ТМ в мышечных тканях леща, судака, окуня, стерляди среднего течения реки Белая находится в пределах ПДУ (табл.1, рис.1). При этом такие ТМ как ртуть, мышьяк, хром не были обнаружены, а цинк, кадмий, свинец имели содержание не выше физиологических нормативов. Превышение значения физиологического норматива характерно для меди для изученных видов рыб, а по железу только у леща (табл.1).

Последовательный ряд убывания содержания ТМ в мышечных тканях рыб имеет следующий вид:

лещ – Fe > Zn > Cu > Pb > As > Cd; *окунь* – Fe > Cu > Zn > Pb > Cd;

судак – Fe > Zn > Cu > Pb > Cd > As; *стерлядь* – Fe > Cu > Zn > Pb > As > Cd.

Биоаккумуляция рыбами ТМ, выраженная через коэффициент накопления ($K_n = \frac{C_p^{TM}}{C_b^{TM}}$,

где C_p^{TM} , C_b^{TM} – концентрация ТМ в рыбе и воде) для меди и цинка изменяется следующим образом: медь (окунь-3000; судак-2300; лещ-1700; стерлядь-1400); цинк (судак-1375; лещ-958; окунь-875; стерлядь-660).

Показано, что наибольшая концентрации ТМ обнаружена в организме судака. При этом значения коэффициента накопления ТМ у хищных рыб – судака и окуня, близки.

Таблица 1

Содержание ТМ в рыбах (р. Белая, среднее течение)

ТМ	ПДУ* мг/кг	Содержание ТМ в мышцах, мг/кг				Физиол норма [7]
		лещ	окунь	судак	стерлядь	
Свинец	1,0	0,25±0,01	0,07±0,02	0,35±0,01	0,3±0,01	0,41
Кадмий	0,2	0,002	0,03±0,01	0,05±0,01	0,002	0,06
Ртуть	0,6	не обн..	не обн	не обн.	не обн.	–
Мышьяк	1,0	0,021	0,026	0,024	0,025	–
Железо	–	59,0±0,3	12,8±0,2	11,6±0,1	3,9±0,6	22,72
Медь	10,0	2,10±0,53	3,72±0,20	2,65±0,23	1,65±0,11	0,30
Цинк	40,0	2,33±0,02	2,14±0,02	3,31±0,06	1,56±0,01	7,80
Хром	0,5	не обн.	не обн	не обн	не обн	–

N= 10; P<0,05; ПДУ – предельно-допустимый уровень концентрации металлов в мышцах рыб по СанПиН 2.3.2.560-96

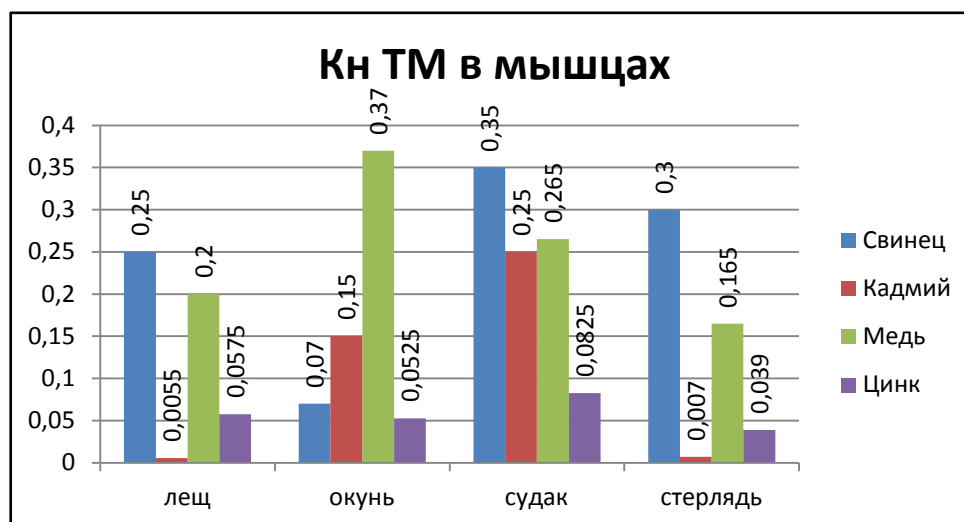


Рисунок. Коэффициент накопления ($K_n = C_{т.м}/ПДУ$) ТМ в мышцах рыб

Реальность экологического риска, связанного с формированием техногенных аномалий в районе разработки рудного месторождения, была подтверждена определением содержания ТМ в рыбах, выловленных в р. Худолаз ниже и выше г. Сибай и в озере Култубан (табл.2,3).

В качестве тест-объектов изучены щука, плотва, карась серебряный. Для сравнительной оценки уровней содержания ТМ в рыбах из разных мест вылова исследованы мышечная ткань и печень, как орган наиболее предрасположенный к биоаккумуляции.

Концентрации тяжелых металлов в мышечной ткани плотвы и щуки, выловленных в р. Худолаз (выше сбросов), и карася серебряного из оз. Култубан не превышали ПДУ. Наибольшее содержание меди и цинка отмечено в щуке, выловленной в р. Худолаз, после впадения загрязненных вод р. Карагайлы [5].

В рядах ранжирования ТМ лидируют цинк и медь: *печень* – Zn > Cu > Cd > Pb; *мышцы* – Zn > Cu > Pb > Cd (табл. 2).

Отмечено различие аккумуляции металлов по органам и тканям рыб с разным типом питания: щука – хищник, плотва и карась – бентофаги. Для щук, в отличие от мирных рыб,

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

ожидались повышенные значения коэффициента накопления ТМ, что можно объяснить её местом в трофических цепях водоема, она стоит выше других рассматриваемых видов. Однако эти различия оказались не столь существенными.

Таблица 2

Содержание ТМ в поверхностных водах и ихтиофауне в разных регионах Башкортостана

Объект	Медь	Цинк	Свинец	Марганец	Кадмий
Речная вода, мкг/дм ³					
р. Белая	2,50	0,22	–	8,14	–
р. Худолаз (выше и ниже сброса загрязнённых вод)	19,0-49,0	26,0-208,0	1,20-2,00*	–	0,40-9,00*
оз. Култубан	5,00	26,0	1,00	–	1,00
Рыба (мышцы), мг/кг					
- судак (р. Белая)	2,65	3,30	0,35	–	0,05
- щука (р. Худолаз)	2,36	8,29	0,26	–	0,12
- плотва (р. Худолаз)	2,04	6,02	0,20	–	0,10
- карась (оз. Култубан)	1,92	3,54	0,03	–	0,02

Различный уровень аккумуляции отдельных ТМ в органах и тканях обусловлен, по-видимому, физиологическими особенностями организма, характером питания, зоны вылова рыб (табл.3).

Полученные результаты свидетельствуют, что фактор зоны вылова рыбы оказывает значительное влияние на биоаккумуляцию тяжёлых металлов, особенно в печени.

Таблица 3

Характеристика содержания ТМ в органах и тканях рыб водных объектов Башкирского Зауралья

Показатель			Содержание ТМ, мг/кг			
Вид	Район обитания	Органы и ткани	Медь	Цинк	Свинец	Кадмий
ПДУ			10	40	1,0	0,2
Щука	р. Худолаз, выше сбросов	мышцы	1,98±0,04	3,45±0,19	0,03±0,01	0,02±0,01
		печень	3,01±0,03	4,69±0,21	0,02±0,01	0,03±0,02
	р. Худолаз, ниже сбросов	мышцы	2,36±0,03	8,29±1,25	0,26±0,02	0,12±0,02
		печень	6,73±1,17	22,3±1,78	0,41±0,04	0,27±0,03
Плотва	р. Худолаз, выше сбросов	мышцы	1,72±0,04	2,75±0,21	0,04±0,01	0,02±0,01
		печень	2,78±0,01	2,85±0,14	0,02±0,01	0,03±0,01
	р. Худолаз, ниже сбросов	мышцы	2,04±0,03	6,02±1,05	0,26±0,02	0,12±0,02
		печень	6,73±1,17	18,2±1,02	0,35±0,03	0,16±0,02
Карась серебряный	озеро Култубан	мышцы	1,92±0,05	3,54±0,28	0,03±0,02	0,02±0,01
		печень	3,01± 0,03	5,73±0,29	0,04±0,03	0,03±0,02

Литература

1. Ермаков В.В., Карпова Е.А., Корж В.Д., Остроумов С.А. Инновационные аспекты биогеохимии / Отв. ред. М.А. Федонкин, С.А. Остроумов. – М.:ГЕОХИ РАН, 2012. 340 с.
2. Попов П.А., Андросова Н.В., Аношин Г.Н. Накопление и распределение тяжелых и переходных металлов в рыбах Новосибирского водохранилища // Вопросы ихтиологии. 2002. Т. 42. № 2. С. 264–270.

3. Курамшина Н.Г., Курамшин Э.М., Вахитов В.А. Комплексная система биологического мониторинга природных сред Башкортостана. Экологический мониторинг тяжелых металлов. – Информационный выпуск №4.-Москва, 1997. – С.77-101.
4. Курамшина Н.Г., Курамшин Э.М., Лапиков В.В. и др. О состоянии поверхностных вод Башкортостана: «Река Белая-экологическая проблема» //Сборник докладов республиканской научно-практической конференции Водохозяйственный комплекс республики Башкортостан: экологические проблемы, состояние, перспективы». – Уфа, 2005. – С.3-14.
5. Курамшина Н.Г., Курамшин Э.М., Лыгин С.А. Комплексный мониторинг тяжелых металлов водных экосистем в условиях техногенеза // Сб. мат. Всерос. Конф. «Геохимия биосферы» к 90-лет. А.И. Перельмана. – Москва. – 15-17 ноября, 2006. – С.186-188.
6. Курамшина Н.Г., Кутлин Н.Г. Экомониторинг поверхностных вод Башкирского Зауралья // Сб. науч. труд.межд. НПК «Биологические науки в 21 веке» 20-22 нояб. 2008г. – Бирск, 2008. – С. 173-181.
7. Филенко О.Ф., Михеева И.В. Основы водной токсикологии.-М.: Колос, 2007.-142 с.

Н.К. Христофорова^{1,2}, В.Ю. Цыганков¹, О.Н. Лукьянова^{1,3}
КУРИЛО-КАМЧАТСКИЙ РЕГИОН КАК БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ
ПРОВИНЦИЯ: ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ЛОСОСЯХ

N.K. Khristoforova, V.Yu. Tsygankov, O.N. Lukyanova
KURIL-KAMCHATKA REGION AS A BIOGEOCHEMICAL PROVINCE:
HEAVY METALS IN SALMON

¹Дальневосточный федеральный университет; ²Тихоокеанский институт географии ДВО РАН; ³Тихоокеанский научно-исследовательский рыбохозяйственный центр (ТИНРО-Центр), г. Владивосток
E-mail: more301040@gmail.com

Аннотация. Изучены уровни содержания шести химических элементов (Hg, As, Pb, Cd, Zn, Cu) в двух видах тихоокеанских лососей рода *Oncorhynchus* - горбуше (*O. gorbuscha*) и кете (*O. keta*), выловленных в прикурильских океанических водах в июле 2013 г. Показано, что концентрации токсичных элементов (Hg, As, Pb, Cd) в обоих видах лососей были ниже их ПДК для морепродуктов. Проведено сравнение концентраций элементов в диких лососях и в выращенных в садках лососях Тихого и Атлантического океанов. Показаны существенные различия в содержании в рыбах из разных мест таких элементов, как Zn, Cu и Pb.

Abstract. The levels of six chemical elements (mercury, arsenic, lead, cadmium, zinc and copper) were examined in two species of Pacific salmon, genus *Oncorhynchus*, pink salmon (*O. gorbuscha*), and chum salmon (*O. keta*) that were caught in the Kuril waters in July 2013. Concentrations of toxic elements (Hg, As, Pb, Cd) in both species were shown to be below the maximum concentration limits of these trace elements for seafood. The concentrations of the elements were compared between wild salmon and farmed salmon of the Pacific and Atlantic oceans. Significant difference in concentrations of such metals as Zn, Cu, and Pb in fishes were observed.

Несмотря на кажущуюся однородность и гомогенность водных масс, в море существуют зоны, аналогичные наземным биогеохимическим провинциям. Отклонения от нормы или фона в среде и биоте, обусловленные геохимическими особенностями этих зон, в море не так сильно выражены. Они проявляются не столько в существовании эндемичных заболеваний, вызванных изменением минерального обмена, как у организмов суши, сколько в своеобразии формируемых биоценозов и минеральном составе организмов. В море разница концентраций элементов в биогеохимической провинции и вне её в силу особенностей среды может быть не столь резкой, как на суше.

Импактные антропогенные зоны, создающиеся в прибрежных районах, хорошо известны. Они, как правило, вызываются загрязнением, при котором создаются аномальные концентрации ряда элементов или соединений.

Импактными природно-антропогенными зонами являются устьевые зоны рек, в твердом и жидком стоке которых в море отражается природа дренируемых ими почв и характер загрязнений сбрасываемых сточных вод.

Природные импактные зоны морей, в которых создаются своеобразные биогеохимические провинции, обусловленные просачиванием высокоминерализованных рассолов на морском дне, а также влиянием потоков продуктов надводного и подводного вулканизма являются малоизученными. Лишь апвеллинги – высокопродуктивные зоны океанов – давно привлекали внимание ученых. Остальные же зоны с их своеобразными биоценозами исследуются в основном три-четыре последних десятилетия. Правда, изучение и выделение биогеохимических провинций на суше, хотя и имеет более длительную историю, также начато сравнительно недавно – в 30-е годы XX столетия В.И. Вернадским и А.П. Виноградовым.

Акватория Курильских островов и прикамчатские океанические воды являются зонами, в которых ярко проявляется действие вулканизма и апвеллингов. Однако если высокая продуктивность вод Охотского моря и Курило-Камчатского региона и причины, её обуславливающие, являлись и продолжают оставаться предметом тщательного изучения

гидробиологов, гидрохимиков, представителей рыбохозяйственной науки, то химический состав организмов и факторы, определяющие содержание микроэлементов в среде и биоте, изучены в меньшей степени. Тихоокеанское огненное кольцо, начинающееся вулканами Камчатки, продолжающееся вулканами Курильских островов, Японских островов и более южных островных дуг Западной Пацифики, является мощным источником геохимического воздействия на морскую среду. Курило-Камчатский желоб, поставляющий благодаря апвеллингу биогенные и другие элементы в верхние слои воды, также является источником формирования импактных геохимических зон в северо-западной части Тихого океана.

В 1980-90-х годах для бурых водорослей, двустворчатых и брюхоногих моллюсков, обитающих на литорали и сублиторали Камчатки и Курил, а также обрастающих навигационные буи вдоль всего побережья северо-западной Пацифики, были получены интересные данные, показавшие обогащение биоты этих мест тяжелыми металлами – кадмием, цинком, никелем и другими элементами [1-5].

Однако бентосные организмы, хотя и характеризовали химико-экологические условия мест обитания, не позволяли получить представление о более открытых водах региона, населенных нектонными организмами. Наиболее представительными обитателями пелагиали являются рыбы. Среди них важнейшими, прежде всего, с экономической точки зрения, являются лососи.

Лососи – это крупные рыбы верхней пелагиали, обитающие главным образом в северных частях Тихого и Атлантического океанов, в Северном Ледовитом океане и в бассейнах их рек. Среди рыб семейства лососевых (*Salmonidae*) обилием и представленностью выделяются две группы: атлантические лососи и тихоокеанские (дальневосточные) лососи. Самый знаменитый представитель атлантических лососей *Salmo salar* – семга. Среди тихоокеанских лососей ведущим является род *Oncorhynchus*, включающий горбушу *O. gorbuscha*, кету *O. keta*, нерку *O. nerka*, кижуча *O. kisutch*, чавычу *O. tshawytscha* (king salmon), симу *O. masu*. В Тихоокеанском бассейне есть несколько видов рода *Salmo*, но они малочисленны по сравнению с лососями рода *Oncorhynchus*. Тихоокеанские лососи – наиболее массовая и потому очень важная в промысловом отношении группа. Их уловы на 90% обеспечиваются тремя главными видами: горбушей, кетой и неркой [6].

Нами изучены уровни содержания шести элементов Zn, Cu, Cd, Pb, As, Hg в двух видах тихоокеанских лососей – горбуше и кете, выловленных в прикурильских океанических водах в июле 2013 г., и проведено сравнение концентраций этих элементов в диких лососях Тихого океана и в выращенных в садках атлантических лососях.

Среди изучаемых микроэлементов два первых – медь и цинк – являются эссенциальными (необходимыми), или истинными биоэлементами, четыре последних – кадмий, свинец, мышьяк, ртуть – неэссенциальными, но почти постоянно присутствующими в органах и тканях организмов элементами. Кроме биологической значимости эти элементы отличаются также геоэкологическими характеристиками. Медь и цинк, если они не поступают в окружающую среду от медно-цинковых производств (добыча руд, их обогащение и выплавка, гальванические цеха, антикоррозионные покрытия и др.), являются трассерами антропогенного воздействия на среду. Свинец, кадмий и ртуть, открывавшие все «черные списки» тяжелых металлов в организмах из-за их токсичного действия в 1960-70-е гг., являются трассерами техногенного воздействия на окружающую среду. В российских условиях лососи используются практически полностью, с минимумом отходов. Поэтому определение микроэлементов проводилось как в целых тушках рыб, перемолотых для гомогенности, так и в их мышцах (филе), поскольку зарубежные авторы приводят данные именно для филе. Результаты анализа представлены в таблицах 1 и 2.

Как видно (табл.1), в самках и самцах горбуши, имеющих близкие значения масс, концентрации элементов практически не различаются. В кете, заметно более крупной, чем горбуша, элементы присутствовали в бо́льших количествах. Важно, однако, отметить, что

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

они ниже установленных в России уровней ПДК и ещё ниже, чем в нормативах Канады и США. Сравнение данных таблиц 1 и 2 показывает, что содержание микроэлементов в мышцах лососей существенно ниже, чем в целых тушках.

Таблица 1

Концентрации элементов ($X \pm s$) в тушках тихоокеанских лососей, июль 2013 г., мкг/г сырой массы

Объект	Вес, г	Zn	Cu	Cd	Pb	As	Hg
Горбуша, ♂, <i>n</i> =3	1208– 1458.7	2.24 ±0.63	0.118 ±0.036	0.071 ±0.012	0.542 ±0.181	0.917 ±0.276	0.070 ±0.01
Горбуша, ♀, <i>n</i> =3	1168– 1272.4	2.48 ±0.74	0.113 ±0.031	0.081 ±0.012	0.683 ±0.198	0.933 ±0.276	0.087 ±0.018
Кета, ♂, <i>n</i> =3	1564– 1609	3.15 ±0.87	0.170 ±0.081	0.105 ±0.027	0.767 ±0.232	1.283 ±0.371	0.123 ±0.042
Кета, ♀, <i>n</i> =3	1670– 1982	3.34 ±0.93	0.163 ±0.069	0.120 ±0.043	0.958 ±0.279	1.317 ±0.391	0.147 ±0.042

ПДК токсичных элементов в морепродуктах в России: Pb – 1.0; As – 5.0; Cd – 0.2; Hg – 0.2 мкг/г сырой массы (СанПиН ..., 2002) (в Канаде: Hg – 0.5; в США: Cd – 3, Pb – 1.5, As – 86 мкг/г сырой массы)

Таблица 2

Среднее содержание микроэлементов в мышцах тихоокеанских лососей ($X \pm s$, *n*=3) (июль, 2013)

№*	Определяемые элементы, мкг/г сырой массы					
	Zn	Cu	Cd	Pb	As	Hg
1	1,24±0,31	0,10±0,04	0,03±0,02	0,45±0,10	0,89±0,32	0,02±0,01
2	1,33±0,25	0,11±0,05	0,04±0,01	0,55±0,10	0,97±0,42	0,04±0,01
3	1,74±0,40	0,15±0,06	0,05±0,03	0,63±0,15	1,25±0,44	0,06±0,01
4	1,88±0,36	0,16±0,07	0,06±0,02	0,78±0,10	1,36±0,57	0,08±0,01

* 1 – Горбуша, ♂; 2 – Горбуша, ♀; 3 – Кета, ♂; 4 – Кета, ♀.

В табл. 3 представлены данные содержания элементов в мышцах садковой семги. Как видно (табл. 2 и 3), ртути в западно-тихоокеанских лососях примерно столько же, как и в атлантической семге, хотя в мышцах тихоокеанской горбуши концентрация этого элемента наиболее низка. Концентрации As в обеих группах лососей довольно близки. В филе выращенной в садках семги содержание Zn и Cu в 5-10 раз выше, чем у тихоокеанских лососей, что является бесспорным свидетельством антропогенного влияния на среду и биоту прибрежно-морских вод Атлантики. Однако дикие лососи из прикурильских вод имеют в 5-6 раз более высокие концентрации Pb. Высокое содержание именно элемента отличает западно-тихоокеанских лососей не только от атлантической семги, но и от канадских лососей [9,10].

Таблица 3

Концентрации элементов в мышцах садковой семги, мкг/г сырой массы [7].

Страна	Год	Zn	Cu	Cd	Pb	As	Hg
Исландия	2004	-	-	0,08	0,15	0,80	0,073
Норвегия	2003	18,50	1,11	0,00	0,10	0,53	0,09
Норвегия	2007	5,48	0,49	0,11	0,09	0,45	0,129
Норвегия	2010	17,25	1,13	0,01	0,08	1,13	0,09

В открытом океане свинец, как и другие микроэлементы, присутствует в очень низких концентрациях – от 5 до 150 пмоль/кг⁻¹ [8]. Однако он обладает уникальным свойством - высокой сорбционной способностью, т.е. сродством к поверхностям, как живых, так и

мертвых организмов. В высокопродуктивной Курило-Камчатской зоне, богатой питательными веществами, поставляемыми апвеллингами и вулканизмом, которая насыщена планктонными организмами, от нано- и микропланктона до макрозоопланктона, а также пеллетами и отмершими организмами, появляется большое количество биогенной взвеси и Pb_{взв.} Эти частицы поглощаются организмами – сначала планктоном, затем его потребителем нектоном, в том числе такими массовыми рыбами верхней пелагиали, как исследованные нам тихоокеанские лососи горбуша и кета.

Таким образом, более высокие концентрации Zn и Cu в выращиваемых на фермах лососях и Pb в кете и горбуше из прикурильских океанических вод имеют одну и ту же причину – геохимические условия среды. Но импактная ситуация в прибрежных водах, фиксируемая по таким трассерам, как цинк и медь, вызвана антропогенной деятельностью, импактные же зоны в водах Западной Пацифики формируются под влиянием природных факторов - современного вулканизма и апвеллингов.

Литература

1. Христофорова Н.К., Кавун В.Я. Мониторинг состояния вод дальневосточных морей по мидиям-обрастателям навигационных буев // Докл. АН СССР. 1988. Т. 300. №5. С. 1274–1276.
2. Кавун В.Я., Христофорова Н.К., Шулькин В.М. Микроэлементный состав тканей мидии съедобной из прибрежных вод Камчатки и северных Курил // Экология. 1989. № 3. С. 53–59.
3. Кавун В.Я., Христофорова Н.К. Роль современного вулканизма и апвеллингов в формировании импактных зон тяжелых металлов в прибрежных водах Курильских островов // Мелководные газогидротермы и экосистема бухты Кратерной (вулкан Ушишир, Курильские острова). Кн. 1. Ч. 2. Владивосток: ДВО РАН, 1991. С.114–120.
4. Малиновская Т. М., Христофорова Н.К. Характеристика прибрежных вод Южных Курил по содержанию микроэлементов в организмах-индикаторах // Биол. моря. 1997. Т. 23. № 4. С. 239–246.
5. Kavun V.Ya., Shulkin V.M., Khristoforova N.K. Metal accumulation in mussels of the Kuril Islands, north-west Pacific Ocean //Marine Environmental Research. 2002. V. 53. P. 219–226.
6. Шунтов В.П., Темных О.С. Тихоокеанские лососи в морских и океанических экосистемах. Владивосток: ТИПРО-центр, Т. 1. 2008. 481 с.; Т. 2. 2011. 473 с.
7. Khristoforova N.K., Tsygankov V.Yu., Boyarova M.D., Lukyanova O.N. The Role of the Biogeochemical Conditions of The Marine Environment on the Trace Element Content in Pacific Salmon // Achievements in the Life Sciences. 2014. V. 8. P. 55-60.
8. Bruland K.W., Lohan M.C. The control of trace metals in seawater. Chpt. 2 in The Oceans and Marine Geochemistry. Vol. 6 (Ed. Harry Elderfield) in Treatise on Geochemistry (Eds. H.D. Holland and K.K. Turekian). 2004. P. 23–47.
9. Easton M.D., Lusniak D., Von der Geest E. Preliminary examination of contaminant loadings in farmed salmon, wild salmon and commercial salmon feed // Chemosphere. 2002. Vol. 46. P. 1053-1074.
10. Kelly B.C., Ikononov M.G., Higgs D.A., Oakes J., Dubetz C. Mercury and other trace elements in farmed and wild salmon from British Columbia, Canada // Environ. Toxicol. Chem.. 2008. Vol. 27. P. 1361-1370.

**В.В. Кириллов, С.О. Власов, В.В. Горгуленко, В.Б. Журавлев,
Т.В. Кириллова, Н.В. Ларикова, О.В. Ловцкая, В.А. Смирнов, Г.И.
Тушкова**

**ОЦЕНКА ПОТЕНЦИАЛА ТОКСИЧНОСТИ ВОДЫ И ДОННЫХ
ОТЛОЖЕНИЙ ВОДОХРАНИЛИЩА-ОХЛАДИТЕЛЯ БЕЛОВСКОЙ
ГРЭС ХИМИЧЕСКИМИ И БИОЛОГИЧЕСКИМИ МЕТОДАМИ**

**V.V. Kirillov, S.O. Vlasov, V.V. Gorgulenko, V.B. Zhuravlev, T.V. Kirillova,
N.V. Larikova, O.V. Lovtskaya, V.A. Smirnov, G.I. Tushkova
ASSESSMENT OF TOXIC POTENTIAL FOR WATER AND BOTTOM
SEDIMENTS OF THE COOLING RESERVOIR OF BELOVSKAYA TPS BY
CHEMICAL AND BIOLOGICAL METHODS**

Институт водных и экологических проблем СО РАН
E-mail: vkirillov@iwep.ru

Аннотация. Тепловые электростанции являются источниками поступления в водные объекты тепловой энергии и токсических веществ. Для водохранилища-охладителя тепловой электростанции, находящегося на юге Западной Сибири, определено содержание тяжелых металлов в воде, донных отложениях и рыбах, а также проведено биотестирование воды и донных отложений с использованием бактерий, водорослей, ракообразных и корневой меристемы ячменя. По этим данным за различные годы установлен низкий потенциал токсичности воды и донных отложений.

Abstract. Thermal power stations are the source of inflow of heat energy and toxic substances into water bodies. In the cooling reservoir of Belovskaya TPS situated in the south of West Siberia heavy metal content in its water, bottom sediments and fish was measured, and biotesting of water and bottom sediments was made using bacteria, algae, crustacean and root meristem of barley. According to this data for different years, the toxicity potential of the water and bottom sediments under study is low.

Производство электроэнергии на тепловых электростанциях (ТЭС) происходит в результате сжигания органического топлива и с использованием воды для конденсации отработанного пара. В результате ТЭС являются источником рассеивания в окружающей среде большого количества элементов, включая такие опасные для живых организмов, как ртуть, селен, кадмий и мышьяк, которые поступают в водные объекты, в том числе с прилегающей территории с талым снегом и дождевыми паводками [1, с.30].

Для водохранилища-охладителя Беловской ГРЭС (ТЭС) дополнительным источником токсических веществ являются угольные разрезы, расположенные в пределах его водосборного бассейна. Водоем создан в 1964 г. зарегулированием стока реки Иня у города Белово Кемеровской области и является равнинным водохранилищем руслового типа сезонного регулирования. Створ плотины находится в 116 км от истока реки Иня и замыкает площадь водосбора 1970 км², что составляет 10% общей площади водосбора этой реки. По величине акватории (13,6 км²) водоем относится к малым водохранилищам, по средней глубине (4,4 м) – к мелководным водоемам. Отношение величины годового стока главного притока – реки Иня к объему водохранилища (0,59 км³) изменяется от 2,3 для года 97% обеспеченности до 4,6 для лет 50% обеспеченности, что позволяет отнести его к малопроточным водохранилищам. В связи с неравномерностью внутригодового распределения стока реки, в течение 10 месяцев в году водохранилище является практически замкнутым водоемом. В то же время внутренний водообмен, в результате использования водохранилища по оборотной схеме для водоснабжения Беловской ГРЭС (установленная мощность 1200 МВт), может достигать 100 раз в год.

В течение 50-летней истории существования Беловского водохранилища были исследованы состав, структура и функциональные характеристики его экосистемы, даны оценки качества воды и донных отложений химическими и биологическими методами. Цель данной работы – оценить потенциал токсичности воды и донных отложений по содержанию тяжелых металлов в воде, донных отложениях и рыбах, по результатам

биотестирования с использованием бактерий, водорослей, ракообразных и корневой меристемы ячменя, полученным в различные годы.

В апреле, июне, августе и сентябре 1989 г. на 11 экологически разнородных участках Беловского водохранилища было отобрано и исследовано 39 проб донных отложений и 50 проб воды из поверхностных и придонных горизонтов водоёма на содержание 13 элементов (табл. 1). Химический состав образцов донных отложений и воды исследовали методом атомной абсорбции в Аналитической лаборатории СО ВАСХНИЛ (г. Новосибирск). Кроме валового содержания, концентрации элементов были определены после экстракции аммонийно-ацетатным буферным раствором, азотной и соляной кислотами. Содержание подвижных форм микроэлементов, полученное в этих случаях, составляло, как правило, около 10% от валового.

В связи с отсутствием утвержденных величин ПДК микроэлементов для донных отложений, для оценки полученных результатов были взяты ПДК для верхнего слоя почвы. Содержание всех элементов в поверхностном и придонном слоях воды и почти всех, за исключением стронция, хрома и мышьяка, в поверхностном слое (0–5 см) донных отложений не превышало величин ПДК, соответственно, для поверхностных вод и почвы. На всех участках водохранилища в донных отложениях валовое содержание стронция превышало ПДК для почв в 17-27,5 раз, хрома – в 10-17 раз, мышьяка в 2-3 раза. Максимальное содержание ртути в донных отложениях (2,85 мкг/г), обнаруженное в средней части водохранилища, превысило ПДК для почвы (2,0 мкг/г).

В связи с острой токсичностью продуктов трансформации многих загрязняющих веществ и возрастанием скорости этой трансформации при повышенной температуре в водоемах-охладителях особое внимание при санитарно-гигиенической оценке этого типа водных объектов придается токсикологическим показателям. При этом один из важнейших критериев токсичности загрязняющего вещества – его способность накапливаться в гидробионтах, особенно имеющих промысловое значение.

Для определения содержания металлов в органах рыб 3 июля 2002 г. были взяты 29 экз. белого толстолобика (*Hypophthalmichthys molitrix*) из садков Беловского рыбного хозяйства, расположенных в районе устья сбросного канала ГРЭС. Среди исследованных рыб выделены две возрастные группы: двухлетки (1+) – 10 особей и трехлетки (2+) – 19 особей. Первая возрастная группа представлена неполовозрелыми рыбами, во второй группе 10 самцов и 9 самок. По возрастным группам длина тела толстолобика увеличивалась с 14 до 36 см, масса – от 38 до 900 г, упитанность с 1,5 до 1,8. Индекс высокотелости снижался в среднем от 39,6% (1+) до 32,4% (2+). Различий между представителями различного пола по основным линейным и весовым показателям, а также экстерьерным признакам не обнаружено [2].

Анализ содержания металлов в сердце, жабрах и мышцах рыб выполнен на 15 пробах по 9 элементам (табл. 2). Ранжированный ряд содержания металлов в органах белого толстолобика по возрастающим концентрациям выглядит следующим образом: Fe>Mn>Cu>Ni>Zn>Pb>Hg=Cd>Co. По большинству элементов выявлена последовательность в накоплении металлов в органах рыб: жабры>сердце>мышцы, за исключением меди и кадмия, по которым обнаружена иная зависимость: сердце>мышцы>жабры. Превышение допустимых остаточных концентраций (ДОК) выявлено для всех органов рыб по трем элементам – железу (3-9 раз), марганцу (2-8 раз) и никелю (1,1-1,8 раза).

Для токсикологической оценки воды и донных отложений методами биотестирования в 2002 г. использовали лиофильно высушенную в вакууме из замороженного состояния культуру светящихся бактерий *Photobacterium phosphoreum* (штамм В 17-677 F) [3, 4]. Были проанализированы 28 проб воды и 7 проб донных отложений, взятых на различных участках водохранилища, в основные фазы гидрологического цикла: в период зимней межени (январь 2001 г.), предпаводковый период (апрель 2001-2002 гг.), во время летней (июль 2002 г.) и осенней межени (сентябрь 2002 г.). Критерием токсичности является гашение и стимуляция процесса люминесценции светящихся бактерий [4].

Содержание металлов (мг/кг сухого веса) в различных органах белого толстолобика [2]

Металл	Сердце	Жабры	Мышцы
Hg 0,5	<u>0,033 ± 0,013</u> 0,008-0,070	<u>0,033 ± 0,004</u> 0,02-0,04	<u>0,023 ± 0,007</u> 0,008-0,046
Cu 10	<u>4,420 ± 1,230</u> 2,0-9,1	<u>1,060 ± 0,120</u> 0,8-1,4	<u>1,080 ± 0,300</u> 0,5-2,2
Cd 0,2	<u>0,124 ± 0,124</u> 0-0,62	<u>0,006 ± 0,006</u> 0-0,03	<u>0,018 ± 0,018</u> 0-0,09
Co 0,5	<u>0,022 ± 0,009</u> 0-0,04	<u>0,046 ± 0,012</u> 0-0,07	<u>0,008 ± 0,008</u> 0-0,04
Fe 30	<u>70,82 ± 11,04</u> 36,7-98,1	<u>237,52 ± 141,13</u> 5,9-785,0	<u>19,38 ± 3,47</u> 10,0-28,3
Mn 10	<u>19,12 ± 6,29</u> 8,7-43,6	<u>85,48 ± 9,99</u> 57,2-102,0	<u>17,60 ± 3,21</u> 9,2-27,4
Ni 0,5	<u>0,534 ± 0,176</u> 0,08-1,03	<u>0,822 ± 0,282</u> 0,13-1,80	<u>0,892 ± 0,240</u> 0,04-1,50
Pb 1,0	<u>0,096 ± 0,051</u> 0-0,28	<u>0,238 ± 0,031</u> 0,15-0,32	<u>0,020 ± 0,020</u> 0-0,10
Zn 40	<u>0,350 ± 0,138</u> 0,18-0,90	<u>0,350 ± 0,030</u> 0,24-0,43	<u>0,256 ± 0,058</u> 0,15-0,48

Примечание: над чертой – среднее арифметическое с ошибкой; под чертой – пределы изменчивости. Жирным шрифтом обозначены допустимые остаточные концентрации (ДОК) по каждому металлу.

Анализ результатов биотестирования воды и донных отложений свидетельствует об отсутствии факторов угнетения свечения бактерий и о стимуляции их свечения в различной степени, как показателе наличия значительного количества органических веществ в водоеме во все периоды исследований (с наибольшими значениями осенью) с отличиями между его участками. В период осенней межени водные вытяжки донных отложений по всей акватории водоема, а также в реке Иня выше и ниже водохранилища стимулировали процесс люминесценции тест-организмов на порядок выше (до +6272%), чем поверхностные воды и на два порядка выше контрольных значений [5]. В соответствии с международной шкалой [4], используемой отечественными исследователями [3], угнетение или стимуляция свечения в диапазоне от 0 до +20% оценивается как отсутствие загрязнения (норма), от +21% до +50 % - как малую и более +50%, как высокую токсичность образца. Следовательно, и вода и донные отложения Беловского водохранилища оказывали токсическое действие на тест-объект – фотобактерии до уровня высокой токсичности.

Для токсикологического анализа водных вытяжек донных отложений Беловского водохранилища и реки Иня в апреле и августе 2008 г. использовали тест-культуры цериодафний *Ceriodaphnia affinis* Lillijeborg [6; 7] и сценедесмуса *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Vreb. [6, 8]. Донные отложения оказались более токсичны для водорослей сценедесмуса, чем для цериодафний. Отсутствие острого и хронического токсического действия на выживаемость цериодафний может свидетельствовать об отсутствии в донных отложениях высокого содержания водорастворимых токсических соединений, что соответствует результатам химического анализа. Более высокие, по сравнению с другими исследованными участками водоема-охладителя, показатели токсичности водных вытяжек донных отложений отмечены для района устья сбросного канала ГРЭС, где расположено рыбное хозяйство [5].

Воздействие ТЭС на водные экосистемы изменяет физические и химические факторы, нарушая условия жизни гидробионтов и стабильность их генетического аппарата, то есть является потенциально генотоксическим или мутагенным. Поскольку механизмы хранения и реализации генетической информации едины у всех живых организмов, детекторами мутагенных эффектов могут выступать биологические системы самого

разного уровня организации – от прокариотических организмов до клеток млекопитающих животных, в том числе человека. Использование тест-систем дает информацию о характере и степени поражений генетического материала, которые возникают под действием химических и физических мутагенов [9]. Один из подходов, позволяющих оценить генетические эффекты действия неблагоприятных антропогенных факторов, основан на цитогенетическом исследовании хромосом с целью выявления их структурных изменений – аббераций [10]. Один из видов аббераций – хромосомные мутации – структурные изменения хромосом, возникающие вследствие перемещения или выпадения хромосомных сегментов после разрывов и соединения концов. Структурные перестройки могут происходить как в пределах одной хромосомы, так и между гомологичными или негомологичными хромосомами [11].

Исследование потенциала генотоксичности воды реки Иня и Беловского водохранилища проведено в 2008 г. в конце зимней межени (март), а также воды и донных отложений перед паводком (апрель) и в летнюю межень (август). Для цитогенетического анализа использовали проростки семян ячменя двурядного (*Hordeum vulgare* L.) сорта Золотник селекции Алтайского научно-исследовательского института сельского хозяйства СО РАСХН урожая 2007 года [12].

В марте 2008 г. вода, отобранная на различных участках р. Ини и Беловского водохранилища не индуцировала повышенного уровня абберантных клеток у ячменя и не оказывала влияния на митотическую активность корневой меристемы. Колебания показателей были статистически не значимыми по сравнению с контролем. Из семи исследованных в марте пунктов только вода реки Иня ниже водохранилища проявляла мутагенную активность. При ее воздействии на тест-объект отмечено статистически значимое изменение соотношения фаз митоза в виде снижения доли профаз. В апреле-августе, значения частоты хромосомных аббераций и митотической активности меристемы тест-объекта ячменя при воздействии воды статистически не отличались от контрольных.

Донные отложения (ДО) реки Иня и Беловского водохранилища, как и вода, в большинстве проб не оказывали влияния на клетки ячменя по исследуемым показателям. Только для юго-западного залива водохранилища (район устья сбросного канала) обнаружено некоторое снижение митотической активности меристемы ячменя при воздействии на семена водой и вытяжкой ДО, отобранными в апреле. Необходимо отметить, что митотический индекс для этой пробы был подсчитан для тех корешков, где наблюдали деление клеток, тогда как в более чем половине препаратов митозы отсутствовали. Для анализа уровня хромосомных аббераций было найдено недостаточно анателофаз. При разведении этой вытяжки ДО в два раза (50%) происходило восстановление митотической активности ткани, и частота структурных мутаций соответствовала контрольным величинам (табл. 3).

В целом, частота хромосомных мутаций, индуцируемых водой и вытяжками ДО всех проб в клетках тест-объекта, не отличалась от уровня спонтанного мутагенеза. Обнаружена некоторая тенденция повышения количества аббераций хромосом в меристеме тест-объекта лишь летом и для проб из юго-западного залива, где ДО оказывали токсическое действие на митотическую активность меристемы тест-объекта, сделавшим невозможным анализ хромосомных аббераций. Это указывает на наличие локального неблагоприятного участка водохранилища.

Частота аббераций при воздействии воды водохранилища в большинстве случаев превышала таковую для его донных отложений. Полученные результаты могут свидетельствовать об отсутствии тенденции к хроническому загрязнению Беловского водохранилища генотоксикантами. Следует отметить, что по результатам генотоксикологических исследований воды и донных отложений, экологическое состояние Беловского водохранилища лучше по сравнению с Новосибирским [13].

Заключение. В результате сравнительного анализа результатов, полученных в различные годы, с различной детальностью по времени и пунктам исследований, но объединенных одной целью, можно сделать общий вывод о низком потенциале токсичности воды и донных отложений водохранилища-охладителя Беловской ГРЭС.

Таблица 3

Частота хромосомных aberrаций и митотическая активность меристемы ячменя при воздействии водных вытяжек донных отложений р. Ини и Беловского водохранилища в апреле и августе 2008 г.

Пункт		Апрель		Август		Апрель		Август	
		Хромосомные aberrации				Митотический индекс			
		Число, просмотренных анателофаз	ХА±m, %	Число, просмотренных анателофаз	ХА±m, %	Число, просмотренных клеток	МИ±m, %	Число, просмотренных клеток	МИ±m, %
контроль		1173	0,43±0,19	1089	1,10±0,32	1119	6,08±0,71	1199	5,92±0,68
р. Иня выше водохранилища		-	-	1156	0,52±0,21	-	-	1204	5,98±0,68
ЮЗ залив	100%	Нет клеток	-	-	-	1205	5,31±0,65	-	-
ЮЗ залив	50%	1089	0,64±0,24	-	-	1175	5,62±0,67	-	-
СВ залив		1003	0,70±0,26	-	-	1192	6,12±0,69	-	-
контроль		1205	0,50±0,20	-	-	1230	6,18±0,69	-	-
район устья сбросного канала ГРЭС		1046	0,48±0,21	1120	0,63±0,24	1168	5,91±0,69	1172	6,40±0,71
СЗ залив		1056	0,47±0,21	-	-	1157	6,31±0,71	-	-
Приплотинный участок		1013	0,69±0,26	1045	0,77±0,27	1202	6,41±0,71	1184	5,74±0,68

Примечание: 100% – вода без разбавления; 50% – концентрация водной вытяжки после разбавления; - нет данных

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

Содержание всех элементов в поверхностном и придонном слоях воды и почти всех, за исключением стронция, хрома и мышьяка, в поверхностном слое (0–5 см) донных отложений не превышало величин ПДК, соответственно, для поверхностных вод и почвы. Валовое содержание в донных отложениях на всех участках водохранилища стронция превышало ПДК для почв в 17-27,5 раз, хрома – в 10-17 раз, мышьяка в 2-3 раза. Максимальное содержание ртути в донных отложениях (2,85 мкг/г), обнаруженное в средней части водохранилища, превысило ПДК для почвы (2,0 мкг/г).

Превышение допустимых остаточных концентраций (ДОК) выявлено для сердца, жабр и мышц выращиваемого в садках Беловского рыбного хозяйства белого толстолобика по трем элементам – железу (3-9 раз), марганцу (2-8 раз) и никелю (1,1-1,8 раза).

Вода и донные отложения Беловского водохранилища оказывали токсическое действие на тест-объект – фотобактерии до уровня высокой токсичности, хотя и в результате стимуляции свечения, обусловленной, по-видимому, высоким содержанием органических веществ в водоеме, вследствие, в том числе теплового эвтрофирования.

Более высокие, по сравнению с другими исследованными участками водоема-охладителя, показатели токсичности водных вытяжек донных отложений для ракообразных и водорослей отмечены для района устья сбросного канала ГРЭС, где расположено рыбное хозяйство.

В целом, частота хромосомных мутаций, индуцируемых водой и вытяжками донных отложений всех проб в клетках тест-объекта - ячменя, не отличалась от уровня спонтанного мутагенеза. Только для юго-западного залива водохранилища (район устья сбросного канала) обнаружено некоторое снижение митотической активности меристемы ячменя при воздействии на семена водой и вытяжкой ДО, отобранными в апреле. Это указывает на экологическое неблагополучие по этим показателям локального участка – юго-западного залива водохранилища.

Учитывая отличия этого участка и по другим исследованным характеристикам, в дальнейшем рекомендуется проведение здесь дополнительных исследований и/или включение его в программу экологического мониторинга водохранилища. Одним из возможных объяснений особенностей химических и биологических процессов в юго-западном заливе водохранилища может быть гидродинамическое взаимодействие водного стока реки Иня и циркуляционного потока охлаждающейся воды в районе устья сбросного канала ГРЭС.

Полученные результаты химических и биологических исследований потенциала токсичности воды и донных отложений Беловского водохранилища согласуются с аналогичными данным по другим водоемам-охладителям [14, 15].

Можно выделить три типа общесистемных изменений в водных экосистемах, происходящих вследствие воздействия хозяйственной деятельности на водные объекты: токсификацию, эвтрофикацию и термофикацию. Все эти три типа экологических эффектов одновременно можно исследовать на водоемах и водотоках, принимающих подогретые сбросные воды тепловых электростанций. Учитывая эффекты стимуляции всех продукционных процессов в водоемах-охладителях, а также и метаболических процессов для тест-организмов, все экологические эффекты воздействия ТЭС на водные экосистемы, в том числе токсификацию, целесообразно рассматривать в рамках концепции «субсидии и стресса», предложенной Ю. Одумом [16, с. 121]. Кроме того, необходимо учитывать возможные взаимодействия (как синергизм, так и антагонизм) последствий поступления токсикантов, увеличения количества в воде и донных отложениях биогенных и органических веществ (химическое эвтрофирование) и тепловой энергии (тепловое эвтрофирование), а также и особенности проявления этих взаимодействий в различных природных условиях [17].

Литература

1. Моисеенко Т.И. Водная токсикология: Теоретические и прикладные аспекты. - М.: Наука, 2009. - 400 с.

2. Журавлев В.Б., Власов С.О. Рыбоводно-биологические показатели и содержание тяжелых металлов в органах белого толстолобика, выращиваемого в садках Беловской ГРЭС // X Съезд Гидробиологического общества при РАН. Тезисы докладов (г. Владивосток, 28 сентября – 2 октября 2009 г.). Владивосток: Дальнаука, 2009. - С. 140-141.
3. Кратасюк В.А., Гительзон И.И. Бактериальная биолюминесценция и биолюминесцентный анализ //Биофизика. 1982. Т. 27. вып. 6. - С. 937-953.
4. Ribo M. I., Kaiser K.Z. Photobacterium phosphoreum toxicity bioassay // Toxicity Assesment an Interatioval Guarterty. 1987. V.2. - P. 305-332.
5. Горгуленко В.В., Кириллов В.В., Тушкова Г.И. Оценка токсичности донных отложений водохранилища-охладителя Беловской ГРЭС (Кузбасс) методами биотестирования // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов: в 2 т. Т.1: Гидро- и геодинамические процессы. Химический состав и качество воды: труды Междунар. науч.-практ. конф. (26-28 мая 2009 г., Пермь) / Перм. гос. ун-т. - Пермь, 2009. – С. 196-200.
6. Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. М.: РЭФИА, НИА-Природа, 2002. 118 с.
7. ФР.1.39.2001.00282. Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний. М.: «АКВАРОС», 2001. - 52 с.
8. ФР.1.39.2001.00284. Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей. М.: «АКВАРОС», 2001. - 44 с.
9. Дубинин Н.П. Избранные труды / Н.П. Дубинин; [Рос. акад. наук, Ин-т общ. генетики им. Н. И. Вавилова]. – М.: Наука, 2001 – Т. 3: Экологическая и космическая генетика. Селекция. – 2001. – 437с.
10. Шумный В.К. Комплексная междисциплинарная оценка последствий антропогенных воздействий / В. К. Шумный // Сибирский экологический журнал, 2000. – №1. – С. 1 – 4.
11. Ригер Р., Михаэлис А., Генетический и цитогенетический словарь. М.: Колос, 1967. – 607 с.
12. Ларикова Н.В. Оценка генотоксичности воды и донных отложений водохранилища – охладителя Беловской ГРЭС // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов: в 2 т. Т. I. Гидро- и геодинамические процессы. Химический состав и качество воды: труды Междунар. науч. – практ. конф. (26–28 мая 2009 г.) / Перм. гос ун-т. – Пермь, 2009. – С. 260–265.
13. Ларикова Н.В. Кириллов В.В. Генотоксический потенциал воды и донных отложений Беловского и Новосибирского водохранилищ // Экология биосистем: проблемы изучения, индикации и прогнозирования: материалы II Международной научно-практической конференции (г. Астрахань, 25–30 августа 2009 г.). – Астрахань: Издательский дом «Астраханский университет», 2009. – С. 9–12.
14. Чупис В.Н., Журавлёва Л.Л., Жирнов В.А., Ларин И.Н., Лушай Е.А., Емельянова Н.В., Ильина Е.В., Иванов Д.Е. Оценка качества воды водоёма-охладителя Балаковской атомной электростанции методами биомониторинга // Теоретическая и прикладная экология. 2008, № 2.- с. 43-50.
15. Жукова М.Г. Экотоксикологическая оценка водохранилища Южноуральской ГРЭС и фармакокоррекция тяжелых металлов и микроэлементов в организме рыб. Автореф. дисс. канд. ветерин. наук. Уральская гос. академия ветерин. медицины. Троицк, 2002. - 16 с.
16. Одум Ю. Экология: В 2-х т. Т. 1. – М.: Мир, 1986. -328 с.
17. Кириллов В.В. Чайковская Т.С. Сравнительно-географическая характеристика экосистем водоемов-охладителей тепловых электростанций азиатской части России // Гидрологические и экологические процессы в водоемах и их водосборных бассейнах: Матер. междунар. симпозиума, Новосибирск, 26-28 сент. 1995 г.- Новосибирск, 1995. - С. 62-64.

В.Ю. Хорошавин, М.Г. Ефименко
ФАКТОРНЫЙ АНАЛИЗ УСЛОВИЙ ФОРМИРОВАНИЯ КАЧЕСТВА
ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД СЕВЕРНОЙ ТАЙГИ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

V.Yu. Khoroshavin, M.G. Efimenko
FACTOR ANALYSIS OF CONDITIONS OF SURFACE WATER QUALITY
FORMATION IN THE WESTERN SIBERIA BOREAL ECOREGION

Тюменский государственный университет
625003, г. Тюмень, ул. Семакова, 10, (3452) 29-76-28. E-mail: purriver@mail.ru

Аннотация. На основании полевых исследований, химико-аналитических работ и анализа отчетной документации, обработки результатов более чем 130 проб воды, найдены медианные значения основных гидрохимических параметров, содержание тяжелых металлов (микроэлементов) для водных объектов севера Западной Сибири, не испытывающих прямого антропогенного воздействия. На основе сопряженного анализа данных о химическом составе поверхностных вод северо-таежной части Пуровского района Ямало-Ненецкого автономного округа, климатических особенностей территории и ландшафтно-гидрологической, геохимической обстановки выявлены основные природные факторы, определяющие химический состав поверхностных вод территории. С помощью факторного анализа определен вклад каждого из природных компонентов в качественный состав поверхностных вод. Для более полноценного ранжирования факторов установлены источники водного питания рек и озер территории путем расчленения гидрографа р. Пур. Сделаны выводы о лидирующей роли геохимических особенностей почв в формировании состава поверхностных вод северной тайги Западной Сибири.

Abstract. On the basis of field studies, chemical analytical works and analysis of report documentation, the processing of more than 130 water samples the median values of the main hydrochemical parameters, the content of heavy metals (trace elements) for water bodies in the North of Western Siberia, not experiencing direct human impact, were found. Based on paired data analysis of the chemical composition of surface waters of the boreal ecoregion in Western Siberia, the climatic peculiarities of the territory and landscape-hydrological, landscape-geochemical conditions, the main factors that determine the natural chemical composition of the surface waters were revealed. Using methods of statistical data processing (factor analysis) the contribution of each of the natural factors to the chemical composition of surface waters of the territory was evaluated. For a more complete ranking of factors, the sources of water supply of lakes and rivers of the territory by means of separation of the Pur river hydrograph were specified. Conclusions about the leading role of geochemical properties of soils in the formation of natural water composition in the boreal ecoregion of Western Siberia are made.

Оценка вклада различных факторов в процесс формирования качества поверхностных вод является одной из актуальных задач водной геохимии. Особенно важно отделить роль антропогенного влияния от естественных факторов в гидрохимических процессах в малых реках. Индикаторами антропогенного влияния на химический состав вод в северных районах Западной Сибири являются повышенные концентрации хлоридов, сульфатов, СПАВ, нефтепродуктов, микроэлементов.

Остальные вещества в большинстве случаев поступают из природных источников – горных пород, почв, напочвенных покровов, растительности, из атмосферных выпадений. Для того чтобы установить какой же из природных факторов дает наибольший вклад в гидрохимическую композицию водных объектов северо-таежной подзоны Западной Сибири необходимо иметь большие ряды данных об особенностях химического состава данных сред.

В качестве материала для выявления основных гидрохимических характеристик поверхностных вод исследуемой территории использованы результаты химико-аналитических работ по 130 образцам воды, отобраным в период с 2009 по 2013 гг. в рамках изыскательских работ на проектируемых переходах трубопроводов, железных и автомобильных дорог через малые и средние реки района исследования, а также при реализации нескольких фундаментальных исследовательских проектов, часть материалов взята из литературных источников [1; 2]. Химические характеристики горных пород, почв и растительности взяты из научной литературы, в частности из монографий [3; 4], а также

по оригинальным данным лаборатории качества вод, устойчивости водных экосистем и экотоксикологии Тюменского государственного университета (2010-2014).

Таким образом, методология работы связана с сопряженным анализом гидролого-гидрохимических показателей поверхностных вод, и геохимических показателей природных сред, участвующих в формировании водного и химического стока территории. Инструментом, позволившим установить тесноту связей между гидрохимическими параметрами и геохимическими особенностями природных факторов формирования состава вод стал факторный анализ, реализуемый с применением программного продукта Statistica 8.0. Факторный анализ с использованием метода главных компонент позволил отделить взаимозависимые от независимых признаков, проверить или выдвинуть гипотезу о взаимосвязях в сложной системе признаков – факторов формирования гидрохимических свойств.

Сравнимаемыми признаками были приняты концентрации главных ионов (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^-), соединений азота (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-), макроэлементов Mn, Fe, Al, микроэлементов V, Ti, Cr, Zr, Be, Y, Yb, Ba, Sr, Ni, Cu, Zn, Pb, Ga в водах малых и средних рек и озёр верхьев р. Пур и в природных средах этого же региона. Исходный гидрохимический материал собрался на протяжении пяти лет в период летней и летне-осенней межени.

Так как формирование основного количества водных ресурсов происходит в весенний период, при снеготаянии, атмосферные выпадения (снег) являются основным источником химических элементов и веществ в воды региона. Доля снегового питания поверхностных водных объектов на севере Западной Сибири доходит до 80%. В меженные периоды (зима, осень) основным источником питания является грунтовый и подземный сток, в летние и осенние месяцы дождевой сток преобладает над подземным, но не исключает его влияния. То есть влияние на формирование химического стока с территории влияют все природные среды, но с перевесом (по объему) в пользу атмосферных осадков.

Атмосферные выпадения, как один из основных источников питания рек и озер (до 50-60% стока) могут усложнить разделение факторов формирования химического состава вод на естественные и антропогенные, так как глобальный перенос загрязняющих веществ [5] привносит в водные объекты и на водосборы вещества как природного, так и антропогенного происхождения, выброшенные в атмосферу за многие сотни и тысячи километров от исследуемых водосборов.

Горные породы, почвы и растительность рассматриваются как бесспорно природные источники веществ, определяющие природный состав поверхностных вод. Их можно воспринимать как рассредоточенные источники элементов и соединений, поступление которых растянуто как во времени, так и распределено в пространстве. Среди наземных факторов влияния на состав поверхностных вод региона на первое место выходит грунтовый и внутрпочвенный сток, формирующийся в результате инфильтрации в почву и через неё атмосферных осадков. Они в жидкой фазе имеют малую минерализацию и интенсивно промывают почвы, растворяя большое количество органических и отдельных минеральных веществ. Получая в почве повышенную кислотность, воды отличаются большой цветностью, малой минерализацией (10-20 мг/л), низким pH (4,0-4,6) и резко выраженным преобладанием в анионном составе SO_4^{2-} . В кислых условиях в иллювиально-железистых подзолах, распространенных на дренированных поверхностях, большой подвижностью отличаются Sr, Ba, Cu, Zn, Cd. В гидроморфных (болотных и пойменных) ландшафтах почвы характеризуются значительной подвижностью Fe^{2+} , Mn^{2+} , Sr, Ba, Pb, Al, превращаясь, как и почвообразующие породы в природный источник повышенных концентраций (часто выше ПДК для рыбохозяйственных водоемов) перечисленных элементов. Особенно ярко в водных объектах северной тайги Западной Сибири проявляются природные аномалии Fe^{2+} , Mn^{2+} , Al, Cu.

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

Одним из эффективных методов комплексной оценки роли каждого из агентов формирования химического состава поверхностных вод является факторный анализ. Данный метод достаточно широко применяется при обработке гидрохимических массивов данных. Факторный анализ позволяет устанавливать наличие зависимостей между различными компонентами водных экосистем, учитывать совокупное действие многих факторов, ранжировать установленные зависимости по величине собственных критериев значимости.

Для выявления основных факторов формирования химического состава поверхностных вод взята база данных, содержащая более 1000 значений показателей химического состава почв, горных пород, слагающих поверхностные четвертичные отложения, речных, озёрных и болотных вод, атмосферных осадков. Для статистической программной обработки этого массива данных был применен метод главных компонент с варимаксным нормализованным вращением корреляционной матрицы.

В ходе анализа выделено три главных фактора, имеющих наибольшую корреляционную значимость, и на которые в сумме приходится 65,1 % учтенной дисперсии всей выборки. Из 65,1% выборки 30,1% приходится на фактор № 1, объединяющий элементы, в большом количестве содержащиеся в почвах. Значительный вклад этого фактора в процентном соотношении ещё раз подтверждает большую роль почвенного покрова в формирование качества вод в условиях северной тайги. Содержание в водах таких микроэлементов как Mn, Fe, P, Ba, P, Sr, Ti, Zr определяется их миграцией из почв. Количество Zr и Ti в почвах находится выше кларковых значений и объясняется геологическим строением Сибирских Увалов и Пурской низменности, на которых расположены верховья малых и средних рек исследуемых районов. Вероятнее всего, в небольших количествах Ti и Zr выщелачивается из минералов и вместе с внутрпочвенным стоком поступает в поверхностные воды.

Из болотных торфяных почв в речные воды интенсивно идет поступление P, Sr, Ba, Fe, Mn. В восстановительной среде с кислыми, очень слабоминерализованными водами, богатыми органическими веществами, эти элементы являются более подвижными.

Фактор №2 объединяет биогенные элементы (соединения N и P), его можно интерпретировать как жизнедеятельность организмов. Известно, что в ходе процесса продуцирования органических веществ живые организмы активно поглощают азот нитратный и фосфор, растворенные в речных водах. Некоторые же соединения, такие как азот аммонийный, поступают в водоток в процессе отмирания живых организмов, а также распада продуктов их жизнедеятельности. Из всей выборки на данный фактор приходится 19,2 %.

Разложившиеся и в разной мере гумифицированные остатки растительных и животных организмов в значительной степени определяют содержание и подвижность макро- и микроэлементов в почвах. В гумусовом горизонте минеральных почв более 50% запаса микроэлементов удерживается органическим веществом. Отсюда и следует разделение биогенного и почвенного факторов.

Взаимодействия между органическим веществом и микроэлементами весьма разнообразны: ионный обмен, сорбция, хелатообразование, коагуляция и пептизация. Благодаря наличию у гуминовых кислот большого числа функциональных групп, имеющих сродство с ионами металлов, многие микроэлементы-катионы образуют с ними комплексные соединения. При взаимодействии органических веществ с микроэлементами образуются как нерастворимые, так и водорастворимые соединения. Комплексы «микроэлемент-фульвокислота» и «микроэлемент-аминокислота» наиболее мобильны в почвах и доступны растениям и биоте. Менее подвижны и доступны им соединения микроэлементов с гуминовыми кислотами. Поэтому дерново-подзолистые, болотные почвы тайги с фульватным типом гумуса и высоким содержанием простых органических соединений слабо удерживают микроэлементы, которые легко выносятся в поверхностные

воды. Вследствие этого поверхностные природные воды обогащены органоминеральными соединениями микроэлементов. Наиболее прочные комплексы с гуминовыми кислотами при pH среды 5-7 образуют Zn, Cu, Ni, Pb, Cd. Некоторые комплексы Mn, Co, Ni с гуминовыми кислотами отчасти растворимы, комплексы же Cu, Fe и Cr не растворимы в воде. Данные элементы не вошли в факторную выборку, в связи с их дисперсионной рассредоточенностью. Содержание аммония и оксидов азота обеспечило высокий процент от выборки, таким образом, с уверенностью можно утверждать, что органические вещества в полной мере влияют на формирование химического состава поверхностных вод северной тайги. Значительный факторный вес Al, Fe, Mn лишь подтверждает стабильную восстановительную геохимическую обстановку ландшафта.

Максимальная учтенная дисперсия фактора №3 характеризуется содержанием главных ионов. Данный фактор определяется поступлением ионов из горных пород, на которых происходит формирование водосбора, и зависит от ландшафтных характеристик.

Также влиянием горных пород определяется поступление ионов Cu, Mn и Zn. Породы на территории водосбора отличаются преобладанием в поглощенном состоянии наиболее «сильных» ионов H^+ , Fe^{3+} , Al^{3+} . Источниками железа, соединениями которого богаты породы территории, являются минералы - глауконит, пирит, сидерит. Кроме ионов Fe, Al, Mn горные породы насыщают природные воды микроэлементами.

Таким образом, исследования показали, что среди природных составляющих наибольшую связь с качеством поверхностных вод северной тайги Западной Сибири имеют почвы, значительно меньшее влияние оказывают процессы, связанные с биогенным фактором, в первую очередь, с растительностью и особенностями её разложения в заболоченных ландшафтах и горные породы.

Работа выполнена в рамках базовой части государственного задания Министерства образования и науки РФ (№ госрегистрации темы НИР 01201460003)

Литература

1. Гидрология заболоченных территорий зоны многолетней мерзлоты Западной Сибири. Под ред. С.М.Новикова. – СПб. ВВМ. 2009. 536 с.
2. Kremleva T.A., Moiseenko T.I., Khoroshavin V.Yu., Schavnin A.A. Geochemical features of natural waters of West Siberia: microelement composition.//Tyumen State University Herald. 2012. №12. Pp. 71-80. (in English).
3. Сысо А.И. Закономерности распределения химических элементов в почвообразующих породах и почвах Западной Сибири. Новосибирск: Издательство СО РАН, 2007. – 277 с.
4. Хренов В.Я. Почвы криолитозоны Западной Сибири: морфология, физико-химические свойства, геохимия. Новосибирск: Наука, 2011. – 211 с.
5. Моисеенко Т.И., Калабин Г.В., Хорошавин В.Ю. Закисление водосборов арктических регионов//Известия Российской академии наук. Серия географическая. 2012. № 2. С. 49-58.

Н.А. Голубкина, В.Ф. Зайцев, В. А. Чаплыгин
ОСОБЕННОСТИ АККУМУЛИРОВАНИЯ СЕЛЕНА ОРГАНАМИ И
ТКАНЯМИ ОСЕТРА

N.A.Golubkina, V.F.Zaitsev, V.A.Chaplygin
PECUIARITIES OF SELENIUM ACCUMULATION BY ORGANS AND
TISSUES OF STURGEON

Агрохимический испытательный центр ФГБНУ ВНИИССОК
Астраханский государственный технический университет
E-mail: segolubkina@rambler.ru

Abstract. Selenium is known to be an essential element not only for mammals but also for fish. Thus, determination of peculiarities of Se accumulation by Caspian Sea sturgeon may open new insights in maintenance of constantly decreasing sturgeon population. Se content in tissues and organs of 15 Persian and 14 Russian sturgeons was determined using fluorimetric method of analysis. Se concentration for both species decreased according to a sequence: liver > kidney > spleen > muscles > spiral intestine > skin = gills > gonads. Persian sturgeon showed lower levels of Se in gonads ($P<0.0001$), heart ($P<0.05$) and spleen ($P<0.01$) that supposed an important role of Se for Russian sturgeons tolerance to low temperatures. Se content in gonads and muscles positively correlated respectively with gonads mass and body mass ($r=0.97$ for Persian sturgeon and 0.92 for Russian sturgeon). Unexpectedly high Se concentration in skin of juvenile sturgeons and high increase in pyloric appendage Se content with age supposed the significance of skin Se accumulation in early stages of development and predominant accumulation of the element via gastrointestinal tract in adults.

Se является эссенциальным элементом как для млекопитающих, так и рыбы. В связи с этим представляется важным установление особенностей аккумуляции Se Каспийским осетром. Флуориметрическим методом установлено содержание Se в органах и тканях 15 особей персидского и 14 русского осетра. Показано, что оба вида накапливают сходные концентрации элементов, убывающие в ряду: печень>почки> селезенка>мышцы>спиральный клапан>кожа=жабры>гонады. Установлено, что персидский осетр характеризуется более низкими уровнями Se в гонадах ($P<0,0001$), сердце ($P<0,05$) и селезенке ($P<0,01$), что предполагает важную роль Se в устойчивости русского осетра к низким температурам. Содержание Se в гонадах было прямо пропорционально массе гонад ($r=0.97$ для персидского осетра и 0.92 – для русского), аналогичная взаимосвязь наблюдалась между уровнем аккумуляции Se мышечной тканью русского осетра и массой тела ($r=+0,92$). Необычно высокие концентрации в коже молодых особей и интенсивное возрастание уровня Se в пилорическом придатке у взрослых осетров предполагает важность процессов аккумуляции Se через кожу на ранних стадиях развития и предпочтительное усвоение Se через желудочно-кишечный тракт- у взрослых особей.

Являясь одним из наиболее продуктивных водоемов планеты, Каспийское море характеризуется уникальным составом гидробионтов, включающим мировой запас осетровых. В бассейне Каспийского моря встречаются шесть видов осетровых: русский осетр, персидский осетр, шип, севрюга, белуга и стерлядь. В настоящее время в Каспийском бассейне численность остающихся популяций русского и персидского осетра поддерживается практически полностью за счет искусственного воспроизводства, что предполагает необходимость оптимизации условий обеспечения молоди макро- и микроэлементами. Среди микроэлементов особый интерес составляет селен (Se), разнообразие белковых форм которого у рыб поразительно шире, чем у млекопитающих (Jans, 2012). Проявляя антиоксидантные свойства, селен поддерживает иммунитет, необходим для нормального роста и развития организма, обладает способностью снижать уровень аккумуляции ртути и защищать организм от токсического действия других тяжелых металлов. Входя в состав активного центра трийодтиронин деиодиназ, Se

стимулирует синтез тиреоидных гормонов у рыбы (Ribeiro et al, 2012), участвуя таким образом в процессах метаморфоза рыбы и совместно с йодом осуществляя антиоксидантную функцию (Hamre et al, 2008; Nimta et al, 2013). Антиоксидантные и иммуномодулирующие свойства Se, способность дезактивировать тяжелые металлы, участие в репродуктивной функции являются характерными как для млекопитающих, так и рыбы (Janz, 2012). Кроме того известно, что Se является эссенциальным также для большинства видов фитопланктона (Fournier et al, 2006).

В связи с ограниченностью сведений о Se статусе различных видов осетровых целью настоящей работы было установление особенностей накопления Se органами и тканями русского (*Acipenser gueldenstaedtii*) и персидского (*Acipenser persicus*) осетра. Эти виды различаются предпочтительным местообитанием (соответственно южная и северная часть Каспия), временем нереста и минимальной температурой, необходимой для размножения (не менее 10 °С для русского осетра и более 16 °С для персидского).

Материалы и методы

Образцы органов и тканей персидского (*Acipenser persicus*) (n=15) и русского (*Acipenser gueldenstaedtii*) (n=14) осетра массой 2-5,9 кг и 1-9 кг соответственно были получены в экспедициях Астраханского института рыбного хозяйства в 2014 году. Для исследования влияния массы тела на уровни аккумуляции Se в органах и тканях русского осетра в работе использовали мальки массой 59-70 г и образцы биологического материала осетра массой 19,4 кг. Образцы хранили при -20 °С до начала анализа в герметически закрытых полиэтиленовых пакетах. Содержание Se устанавливали флуориметрически (Alfthan, 1984) используя в качестве референс-стандарта образец лиофилизованной мышечной ткани (сельскохозяйственный центр Финляндии) с регламентированным содержанием селена 396 мкг/кг. Статистическую обработку результатов осуществляли с использованием критерия Стьюдента и компьютерной статистической программы Excel.

Результаты и обсуждения

Результаты настоящего исследования (табл.1), а также известные данные Se статуса белого и тупорылого осетра (Huang et al, 2012) свидетельствуют о том, что осетр, как бентосный организм, характеризуется поразительной способностью накапливать наиболее высокие уровни Se в мышечной ткани, являющиеся токсичными для других видов рыбы.

Таблица 1

Содержание селена в органах и тканях русского и персидского осетра*

Орган, ткань	Персидский осетр			Русский осетр		
	M± SD	CV,%	Инт-л Конц-ций	M± SD	CV,%	Инт-л Конц-ций
Мышцы	922±187	20,3	651-1326	1059±292	27,6	452-1614
Жабры	769±135	17,6	496-996	781±85	10,9	597-1092
Кожа	767±171	22,3	454-1188	817±176	21,5	399-1210
Гонады	382±102	26,7	246-637	820±121	14,8	535-977
Почки	1285±180	14,0	1033-1576	1232±175	14,2	907-1393
Печень	2148±251	11,7	1797-2623	2071±314	15,2	1342-2504
Селезенка	1141±160	14,0	762-1633	1227±97	7,9	886-1463
Спиральный клапан	909±95	10,5	729-1087	898±104	11,6	729-1048
Пилорический придаток				493±103	20,9	390-759
Сердце	749±118	15,8	625-1018	993±185	18,6	704-1193

*для расчета средних значений данные для мальков и русского осетра массой 19,4 кг не использовались

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

Это объясняется тем, что в водных экосистемах Se интенсивно аккумулируется в донных отложениях с детритом, частичками глины, гуминовыми кислотами и в виде элементарного Se, легко образующегося в восстановительных условиях. Включение этой части Se в биологический кругооборот осуществляется с помощью микроорганизмов, грибов, бактерий, фитопланктона, моллюсков и ракообразных и опосредовано бентосными видами рыбы.

Значительный разброс наблюдаемых концентраций Se в мышечной ткани русского осетра связан с большим интервалом массы исследованных особей и выявленной прямой корреляцией между содержанием Se и массой тела ($r=+0.92$, $P<0,001$). Прямая корреляция с массой тела была обнаружена ранее у русского осетра для Zn в мышечной массе (Agusa et al, 2004).

В целом распределение Se между органами и тканями русского и персидского осетра носит сходный характер, а содержание микроэлемента убывает в ряду: печень > почки > селезенка > мышцы > спиральный клапан > кожа = жабры > гонады. Исключение составляют сердце и селезенка, в которых содержание Se у русского осетра достоверно выше, чем у персидского ($P<0,001$). С другой стороны, обращает внимание необычный факт более низкого содержания Se в гонадах персидского осетра по сравнению с соответствующим показателем для осетра русского (различия составляют 2,1 раз). Способность Se защищать от холодового стресса, а также участие в репродуктивной функции организма, возможно, связана с наблюдаемым явлением разных уровней накопления элемента в сердце, селезенке и гонадах русского и персидского осетра. Нами установлена прямая корреляция между содержанием Se в гонадах и массой гонад ($r=+0,97$ для персидского осетра и $r=+0,92$ для осетра русского, $P<0,0001$). Косвенная взаимосвязь Se с другими микроэлементами проявляется в противоположном характере аккумуляции Se и Cu / Zn в гонадах по сравнению с мышечной тканью: в гонадах более низкие концентрации Se (настоящее исследование) соответствуют более высокому содержанию Cu и Zn (Шабоянц и др, 2010).

Интенсивно развивающееся искусственное разведение осетра обуславливает необходимость установления особенностей аккумуляции Se на разных стадиях развития организма. В настоящее время принято считать, что основным путем поступления Se в организм рыб является желудочно-кишечный тракт с очень незначительным участием жабр в аккумуляции микроэлемента (Janz, 2012). Полученные данные свидетельствуют о том, что уровень Se в спиральном клапане обоих видов осетра в пределах исследованных особей является наиболее постоянной величиной ($CV=10-11\%$). С другой стороны, у русского осетра увеличение массы тела сопровождается достоверным возрастанием концентрации Se в пилорическом придатке, обеспечивающем, как известно, многократное увеличение поверхности абсорбции, ускорение гидролиза и ассимиляции белков - важнейших пищевых источников Se.

До настоящего времени возможность аккумуляции рыбой Se через кожу не рассматривалась. В то же время следует отметить, что такой путь усвоения характерен для йода, чей метаболизм тесно связан с метаболизмом Se. У молоди с плохо развитым кишечником и особенно пилорическим придатком и высоким соотношением поверхности тела к массе аккумуляция микроэлемента через кожу может иметь важное значение особенно по сравнению со взрослыми особями, что подтверждается монотонным снижением уровня микроэлемента в коже с 950 мкг/кг при массе тела 50-80 г до 350 мкг/кг у русского осетра массой 19,4 кг. Косвенно интенсивность такого типа аккумуляции микроэлемента подтверждается данными большей чувствительности мальков к токсическим концентрациям Se по сравнению со взрослыми особями (Stewart et al, 2010).

Известно, что для искусственного разведения рыбы Se-содержащие премиксы обеспечивают повышение иммунитета, увеличение выживаемости и ускорение прироста массы (Halver, 2007). Возможность аккумуляции водорастворимых форм

микроэлемента через кожу на ранних стадиях развития может иметь важное практическое значение. Однако, окончательно целесообразность применения водорастворимых форм Se в искусственных водоемах требует дополнительного исследования.

Литература

1. Шабоянц Н.Г., Шипулин С.В., Мелякина Э.И. Сравнительная характеристика микроэлементного состава некоторых органов осетровых рыб в прудовых условиях//Вестник АГТУ, сер. Рыбное хозяйство-2010-№1-С.144-148.
2. Agusa, T., Kunito, T., Tanabe, S., Pourkazemi, M., Aubrey, D.G., 2004: Concentrations of trace elements in muscle of sturgeons in the Caspian Sea//Mar. Pollut. Bull.-2004-Vol. 49-P. 789-800.
3. Alfthan, G. A micromethod for the determination of selenium in tissues and biological fluids by single-test-tube fluorimetry//Anal. Chim. Acta-1984-Vol. 65-P. 187-194.
4. Fournier, E., Adam, C., Massabuau, J.C., Garnier-Laplace, J. Selenium bioaccumulation in *Chlamydomonas reinhardtii* and subsequent transfer to *Corbicula fluminea*: role of selenium speciation and bivalve ventilation//Environ.Toxicol.Chem.-2006-Vol. 25-P. 2692-2699.
5. Halver J.E. Selenium in fish nutrition: a role in gill membrane integrity//in "Nutritional biotechnology in the feed and food industries." 2007-Proc.Alltech's 23d annual symposium. eds T.P. Lyons, KA Jacques, JM Hower- P.359-564.
6. Hamre K., Mollan T.A., Sæle Ø., Erstad B. Rotifers enriched with iodine and selenium increase survival in Atlantic cod (*Gadus morhua*) larvae//Aquaculture-2008-Vol. 284-P. 190-195.
7. Huang S.S-Y., Strathe A.B., Wang W-F., Deng D-F., Fadel J.G., Hung S.S.O. Selenocompounds in juvenile white sturgeon: Evaluating blood, tissue and urine selenium concentrations in juvenile sturgeon after a single oral dose//Aq. Toxicol. (Amsterdam, Netherlands)-2012-Vol.109-P. 158-165.
8. Janz D.M. Selenium in Homeostasis and Toxicology of Essential Metals//Fish Physiol.-2012-Vol. 314-P. 327-374.
9. Nimta G., Valsa S.P., Subhas, M.C.P. Physiologic implications of inter-hormonal interference in fish: Lessons from the interaction of adrenaline with cortisol and thyroid hormones in climbing perch (*Anabas testudineus* Bloch)//General Comp. Endocrinol.- 2013-Vol.181-P. 122-129.
10. Ribeiro A.R.A., Ribeiro L., Saele Ø., Hamre K., Dinis M.T., Mjren M. Selenium supplementation changes glutathione peroxidase activity and thyroid hormone production in Senegalese sole (*Solea senegalensis*) larvae//Aq. Nutr.-2012-Vol.18-P. 559-567.
11. Stewart R., Grosell M., Buchwalter D., Fisher N., Luoma S.N., Mathews T., Orr P., Wang X.W., Bioaccumulation and trophic transfer of selenium//in "Ecological Assessment of Selenium in the Aquatic Environment" 2010. Eds: Chapman P.M., Brooks A. M.L., Delos C.G., Luoma S.N., Maher W.A., Ohlendorf H.M., Presser T.S., Shaw D.P.- CRC Press, Boca Raton, FL. P.93-139.

В.Д. Корж

СИСТЕМА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ГИДРОСФЕРЕ КАК ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ СТАНДАРТ

V.D. Korzh

THE SYSTEM OF THE CHEMICAL ELEMENTS DISTRIBUTION IN THE HYDROSPHERE AS AN ECOLOGICAL STANDARD

Институт Океанологии им. П.П.Ширшова РАН, г.Москва

E-mail: okean41@mail.ru

Аннотация Современные проблемы нахождения допустимых пределов воздействия техносферы на биосферу предъявляют качественно новые требования к знаниям и требуют разработки новых методологических основ изучения глобальных процессов массообмена и трансформации веществ. Химический состав морей и океанов является результатом процессов миграции и трансформации вещества на биогеохимических барьерах река-море и океан-атмосфера, т.е. в местах "сгущения жизни". Стабильность этих процессов – главное условие стабильности экосистемы гидросферы. На основе методологии эмпирического обобщения построена Система распределения химических элементов в гидросфере. Она обладает большими прогностическими свойствами и может служить в качестве экологического стандарта.

Abstract Modern problems of search of acceptable limits of techno-sphere impact on the biosphere, optimizing the interaction of techno-sphere and the biosphere, forecasting the environmental impact of incidents in the techno-sphere and organization of rehabilitation in the post-accident period, place new demands on the knowledge. These challenges require urgent development of new methodological foundations of study mass transfer and transformation of substances, the construction of biogeochemical systems in the biosphere. Chemical composition of oceans and seas is a result of substance migration and transformation on biogeochemical river-sea and ocean- atmosphere barriers, i.e. in sites of "life condensation". Stability of these processes is the main condition of the hydrosphere ecosystem stability. The use of a methodology of empirical generalization has resulted in creating the System of chemical elements distribution in the hydrosphere, which possesses great predictive potentials.

Глобальные экологические проблемы могут успешно решаться при условии знания основных законов динамики элементного состава биосферы Земли и обязательного их соблюдения. Поэтому особенно актуально в настоящее время обладать действительным знанием законов жизни сложных природных систем, которое недопустимо подменять упрощенными модельными представлениями [1].

Бич всех научных направлений, занимающихся изучением сложных систем, состоящих из большого числа взаимодействующих деталей, - обилие информации, которую требуется перерабатывать для получения детального описания системы. Синергетический подход осуществляет сжатие информации без каких-либо ее потерь - путем перехода от переменных или параметров состояния к параметрам порядка на основе принципа подчинения, причем параметры порядка в свою очередь являются функциями параметров состояния (принцип круговой причинности). Параметры порядка играют доминирующую роль в концепции синергетики. С определением параметров порядка практически описывается поведение системы. В нашей работе в качестве параметров порядка выбраны средние концентрации химических элементов в отдельных частях биосферы, выраженные в г-моль/л и г-моль/кг [5].

Ключевым моментом исследования специфики формирования элементного состава биосферы является определение закономерностей перераспределения средних концентраций элементов между различными фазами: твердой - жидкой - газообразной (литосфера - гидросфера - атмосфера), происходящего в результате глобального непрерывного процесса переработки косной материи живым веществом.

Разработанная автором системная методология, основанная на эмпирическом обобщении, позволила адекватно описать и моделировать биосферу в целом как сложную динамическую систему с многочисленными физическими, химическими, биологическими и т.п. процессами, среди которых определяющую роль играет обмен и трансформация вещества в биогеохимических барьерах т.е. в местах «сгущения жизни» [2-4].

Стабильность этих процессов – главное условие стабильности биосферы. Наша работа посвящена исследованию закономерностей формирования элементного состава гидросферы, составляющей наиболее динамичную часть биосферы. Элементный состав океанской воды является результатом непрерывных процессов переработки косной материи живым веществом на биогеохимических барьерах океан-атмосфера и река-море [2-4].

Фундаментальное значение имеет постоянство среднего элементного состава океанской воды. Детальные исследования выявили постоянство характера распределения концентраций отдельных химических элементов в океане. Определены три типа распределения концентраций элементов (рис. 1):

1. консервативный - элементы имеют одинаковую и неизменную во времени и пространстве концентрацию, отнесенную к общей солёности;
2. биогенный - содержание элементов в поверхностных водах уменьшается вплоть до полного исчезновения в результате процессов потребления и удаления живым веществом;
3. лито-генный - сложный характер распределения концентраций элементов, которые, попадая в океан с речным стоком и эоловым материалом, выводятся практически полностью в осадок.

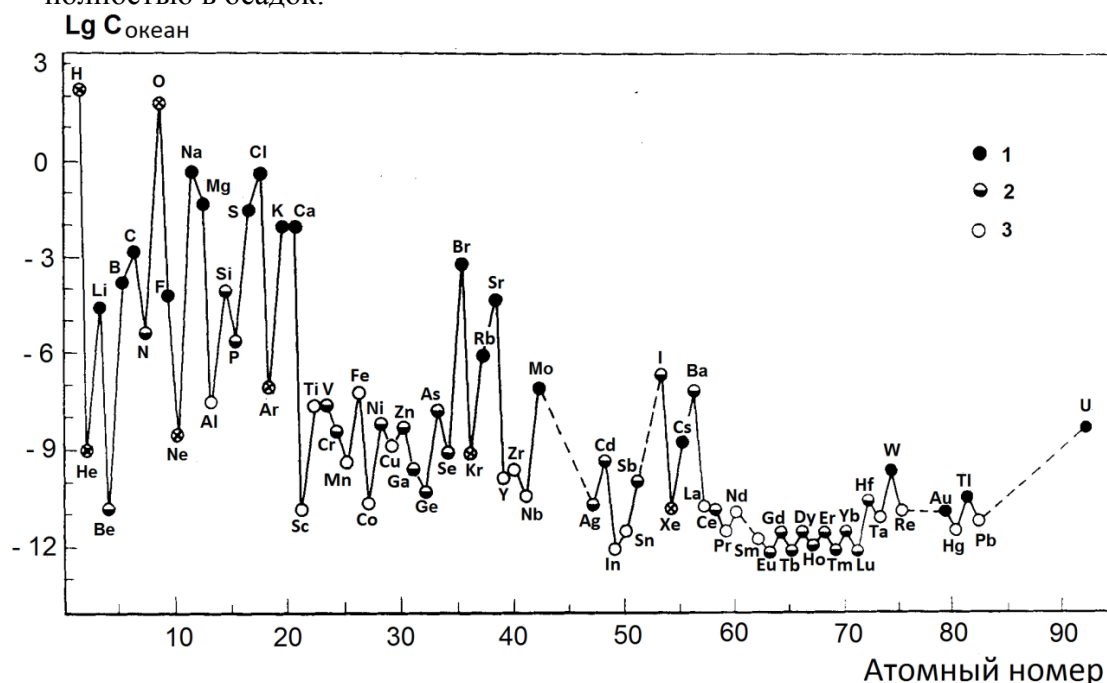


Рис. 1. Средние концентрации растворенных форм химических элементов в океанской воде и типы их распределения в океане: 1 — консервативный, 2 — биогенный, 3 — лито-генный.

Близость к единице величины коэффициента корреляции между средними элементными составами океанской и речной воды ($R=0,94$) указывает на закономерную связь между этими элементными составами. Также, впервые удалось обнаружить закономерную устойчивую связь между биогеохимическими и гидрологическими процессами (рис. 2). Характер распределения растворенных форм элементов в океане зависит от интенсивности их поступления в океан, от скоростей их вывода из океанской воды (эти скорости различны для разных химических элементов) и от скорости их перемешивания, которая одинакова для всех элементов.

В результате этих биохимических, химических и гидрологических процессов образуются три типа распределения элементов в океане, которые в итоге определяются через отношение их средних концентраций в океанской и речной воде (рисунок 2):

- Консервативный тип распределения в океане - $C_{A(\text{океан})} > C_{A(\text{реки})}$

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

- Биогенный тип распределения в океане - $C_{A(\text{океан})} \sim C_{A(\text{реки})}$
- Лито-генный тип распределения в океане - $C_{A(\text{океан})} < C_{A(\text{реки})}$

Системная методология, представляющая гидросферу как саморазвивающуюся динамическую систему, позволила сформулировать постулат: биогеохимическая особенность каждого элемента определяет своеобразие зависимости между его содержанием (концентрацией) в гидросфере и интенсивностью его миграции через барьерные зоны.

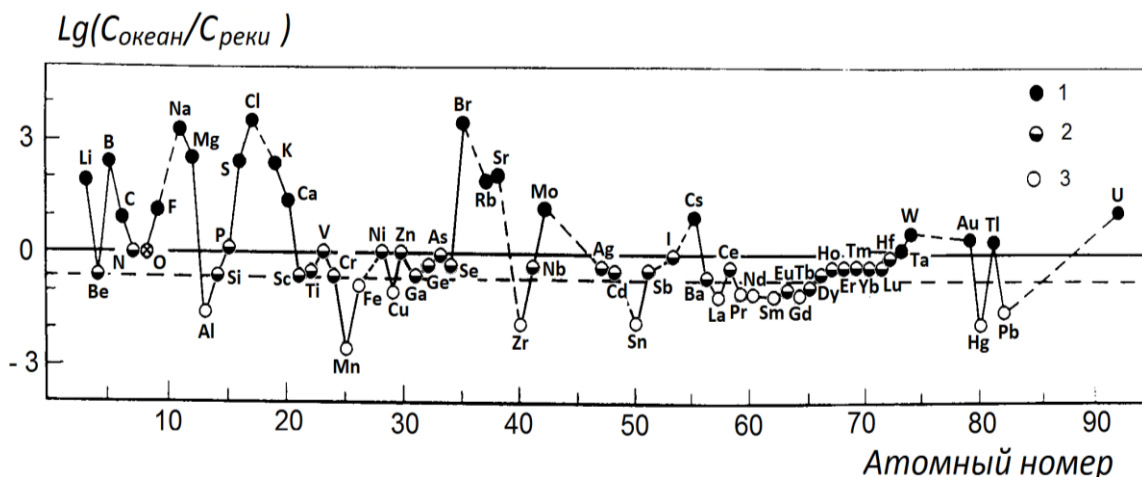


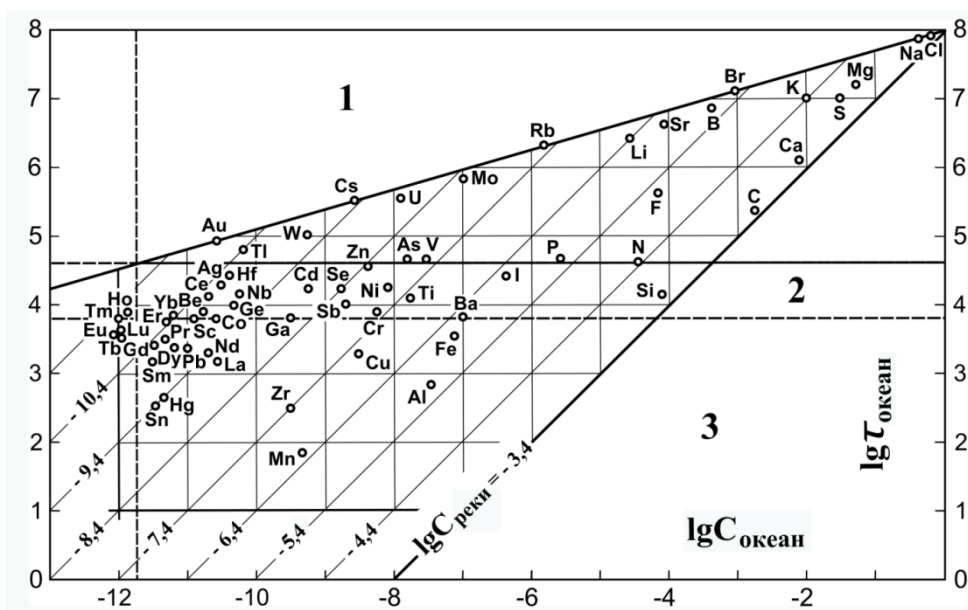
Рис. 2. Отношение средних концентраций растворенных форм химических элементов в океанской и речной воде и типы распределения элементов в океане:
1 — консервативный, 2 — биогенный, 3 — лито-генный.

Графический способ представления постулата обладает наибольшей информативностью в случае, когда сопоставление интенсивности глобальных процессов переноса элементов в барьерных зонах гидросферы с их средними концентрациями в океане осуществляется на плоскости $\lg C_{\text{ок.}} - \lg \tau_{\text{ок.}}$ (Рис. 3). Здесь C - средние концентрации элементов в океане и речном стоке (моль/л); τ - время пребывания элементов в океане, рассчитанное как частное от деления содержания растворенной формы элемента в океане на величину его ежегодного поступления с речной водой в растворенной форме.

Система раскрывает взаимозависимость между тремя основными биогеохимическими характеристиками гидросферы: 1) средние концентрации химических элементов в океане, 2) средние концентрации в речном стоке, 3) типы их распределения в океане. Таким образом, мы имеем возможность использовать знание двух из перечисленных параметров гидросферы для получения знания третьего параметра. Система удовлетворяет критериям адекватности на всем множестве химических элементов и на всем интервале наблюдаемых концентраций (12 порядков). Прогностические свойства системы позволили автору с высокой точностью и надежностью предсказать прежде не исследованные (или недостаточно исследованные) природные (не искаженные антропогенным воздействием) средние концентрации 12 химических элементов в реках, которые могут служить в качестве экологических эталонов. Последующие независимые исследования подтвердили наши предсказания.

Система создана в рамках современных знаний о содержании элементов в океане и о процессах обмена веществом на биогеохимических барьерах океан-атмосфера и река-море. Уточнение этих знаний, а также знаний процессов обмена элементами на всех геохимических барьерах гидросферы, приведет к ее развитию и совершенствованию. Уже в настоящее время с ее помощью удалось с большой точностью предсказать величину **нормальной** (природной) ежегодной поставки в океан речным стоком в растворенной форме Be, C, N, Ge, Tl, Re, исправить и уточнить эту оценку для P, V, Zn, Br, I, определить

характер распределения в океане W, Au и U. В дальнейшем будет возрастать ее роль как экологического эталона естественного биогеохимического состояния гидросферы.



Типы
распределения в
океане:
1-консервативный;
2- биогенный;
3- лито-генный

Рис. 3. Система распределения химических элементов в гидросфере.

Литература

1. Вернадский В. И., Живое вещество и биосфера. М.: Наука, 1994. 672 с.
2. Ермаков В.В., Карпова Е.А., Корж В.Д., Остроумов С.А. Инновационные аспекты биогеохимии. М.: "ГЕОХИ", 2012. 340 с.
3. Корж В.Д. Геохимия элементного состава гидросферы. М.: Наука, 1991. 243 с.
4. Корж В.Д. Биогеохимические аспекты формирования элементного состава вод Мирового океана // Труды Биогеохимической лаборатории Т. 23. Москва: Наука, 1999. С. 6-37.
5. Корж В.Д. В.И.Вернадский и проблема эволюции элементного состава биосферы (синергетический подход) // В.И. Вернадский и современность. М.: "Ноосфера", 2003. С. 121-133.

В.Д. Страховенко¹, Н.А. Росляков¹, А.И. Сысо²
МЕСТОРОЖДЕНИЯ ОЗЕРНЫХ САПРОПЕЛЕВЫХ ЗАЛЕЖЕЙ
ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

V.D. Strakhovenko, N.A. Roslyakov, A.I. Syso
DEPOSITS OF LACUSTRINE SAPROPELIC BEDS IN WESTERN
SIBERIA

¹Институт геологии и минералогии СО РАН, Новосибирск, Россия, E-mail rosl@igm.nsc.ru

²Институт почвоведения и агрохимии СО РАН, Новосибирск, Россия, E-mail syso@mail.ru

Аннотация. Рассматривается состояние минерально-сырьевой базы озерных сапропелей Западной Сибири. Дается их систематика по районам областей, а в их пределах по химическому составу, масштабу месторождений, категориям запасов и прогнозных ресурсов. По содержанию органического вещества выделено четыре типа сапропели: органические (зольность до 30%), органо-минеральные (зольность 30-50%), минерально-органические (зольность 50-70%) и минерализованные (зольность 70-85%). Сапропель относится к возобновляемым природным ресурсам, и это позволяет рассматривать его добычу, переработку и использование в долгосрочной перспективе.

Abstract. The state of raw material-mineral base of lacustrine sapropels of Western Siberia is considered. Their systematization by chemical composition, deposit, resource category and inferred resources is given for each region. According to the content of organic substance, four types of sapropel are distinguished: organic, organo-mineral, mineral-organic, and mineralized. Sapropel refers to the renewable natural resources that allows to consider its harvesting, processing and use in the long-term.

На основе обобщения ранее выполненных геологоразведочных и научно-исследовательских работ составлен банк данных по макросоставу, запасам и прогнозным ресурсам сапропелей Новосибирской, Омской и Томской областей (таблица 1). Из нескольких тысяч сапропеленосных озер Западной Сибири на 01.01.2006 г. разведано всего 418 месторождений сапропеля [2].

Таблица 1

Состояние минерально-сырьевой базы сапропеля Новосибирской, Омской и Томской областей (К-во месторождений с учтенными запасами на 01.01.2006 г.)

Область	Число м-ний	Общие запасы и ресурсы, млн. тонн	Запасы, млн. тонн			Прогнозные ресурсы, млн. тонн (*млн. м ³)		
			Балансовые		Забалансовые	P ₁	P ₂	P ₃
			A+B+C ₁	C ₂				
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Новосибирская	135	75,96(139)	8,66(14)	22,80(82)	35,72(23)	0,08(1)	6,22(12)	2,48(7)
Омская [1]	157	156,1(157)	5,65(30)	147,7(120)		2,78(7)		
Томская [2]	126	51,42 1,62*	0,047(2)	35,93 (26)		7,82(10) 1,62*(1)	17,62 (76)	

Примечания: 1 - в графе 3 общий баланс по Томской области составляет 51,42 млн. тонн + 1,62 млн. м³; 2 - в скобках количество месторождений, содержащих данную категорию запасов и прогнозных ресурсов.*

Сапропелевые озерные отложения встречаются практически повсеместно, но при этом в настоящее время они не находят квалифицированного применения. Решение этой задачи представляется важным, учитывая имеющийся в Новосибирской и Омской областях научно-технологический потенциал. Сапропель относится к возобновляемым природным ресурсам, и это позволяет рассматривать его добычу, переработку и использование в долгосрочной перспективе.

Соотношение типов сапропеля в Новосибирской области (%)

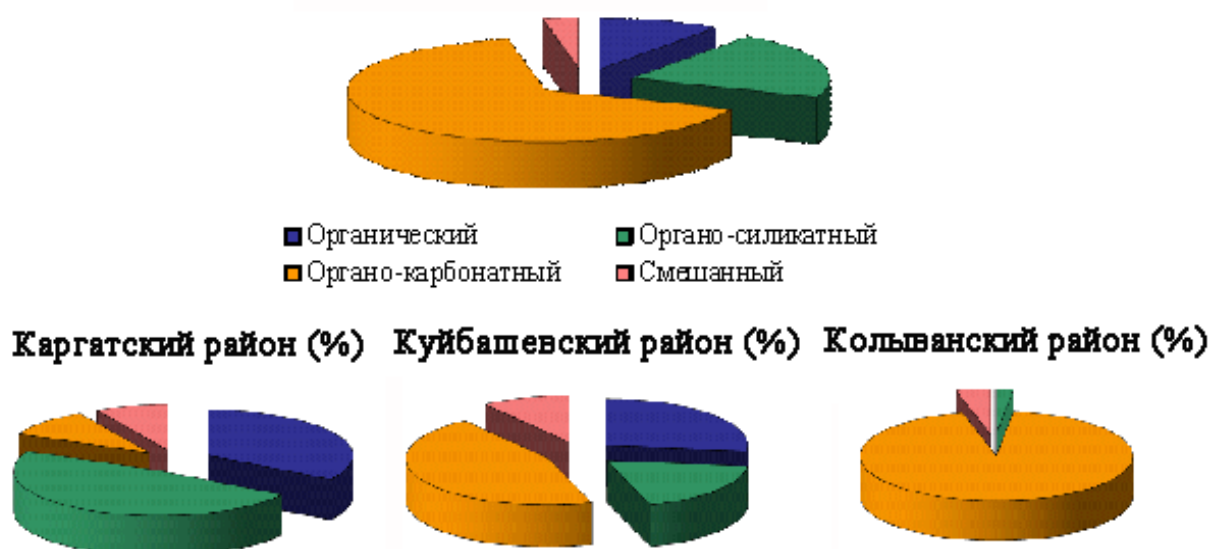


Рисунок 1. Примеры распределения типов сапропеля по районам Новосибирской области

Сапрпель – органоминеральные донные отложения пресноводных и солонатоводных озер, формирующиеся в результате биохимических, микробиологических, механических процессов из остатков отмирающих растительных и животных организмов и привносимых в водоемы органических и минеральных примесей. В составе сапрпелевых отложений выделяют составляющие: органическую, минеральную, водную и биологически активную. Основой сапрпеля служат неразложившиеся остатки макрофитного или планктоногенного происхождения, а коллоидный комплекс представлен сложными органическими и минеральными веществами, которые придают сапрпелю желеобразную консистенцию, куда также входит вода и растворенные в ней минеральные соли, низкомолекулярные органические соединения, витамины и ферменты. Богатство различных соединений в сапрпеле создается за счет многочисленных простейших организмов животного и растительного происхождения, а также приносимым в озера материалом.

Многообразие классификаций и типологических характеристик сапрпелей объясняется сложностью их строения и происхождения. В зависимости от соотношения минеральной и органической составляющей, элементного состава органической и минеральной частей сапрпели подразделяют на типы, виды, классы (единой классификации нет) [3; 6; 9 и др.]. При оценке сапрпелей с позиции их практического использования и переработки, важное значение имеет их зольность, то есть количественное содержание и состав золообразующих минеральных компонентов (степень минерализованности сапрпеля).

Общее содержание органического вещества в сапрпелевых залежах Западной Сибири изменяется от 92 % до 14 %. На основании зольности и химического состава сапрпели классифицированы по типам. Встречаются все основные типы сапрпелей. Многообразие сапрпелевых отложений можно разделить по содержанию в них органического вещества на четыре типа: органические (зольность до 30%), органо-минеральные (зольность 30-50%), минерально-органические (зольность 50-70%) и минерализованные (зольность 70-85%).

Основную часть макроэлементного состава минеральной части сапрпелей составляют оксиды кремния (69 - 1%), алюминия (14 - 0,5 %) и кальций (24 - 0,2%). В минеральном составе сапрпелевых отложений Новосибирской области согласно полученным аналитическим данным по 135 месторождениям резко преобладают кварц, полевые шпаты, кальцит; второстепенные минералы – гидрослюда, хлориты, пирит,

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

гидротроилит, доломит, арагонит, сидерит и др. Название сапропеля дается по химическому составу минеральной части. Например, органический сапропель – основная масса представлена органическим веществом (ОВ), в минеральной части могут присутствовать любые минералы. Органо-силикатный - минеральная часть может быть представлена: кварцем, силикатами и алюмосиликатами. Органо-карбонатный и органо-известковый сапропели сложены карбонатами, водными карбонатами.– В минеральной части органо-смешенного сапропеля присутствуют минералы всех трех предыдущих типов (рисунок 1).

В составе сапропелевых иловых залежей выделяют четыре типа воды (рисунок 2).

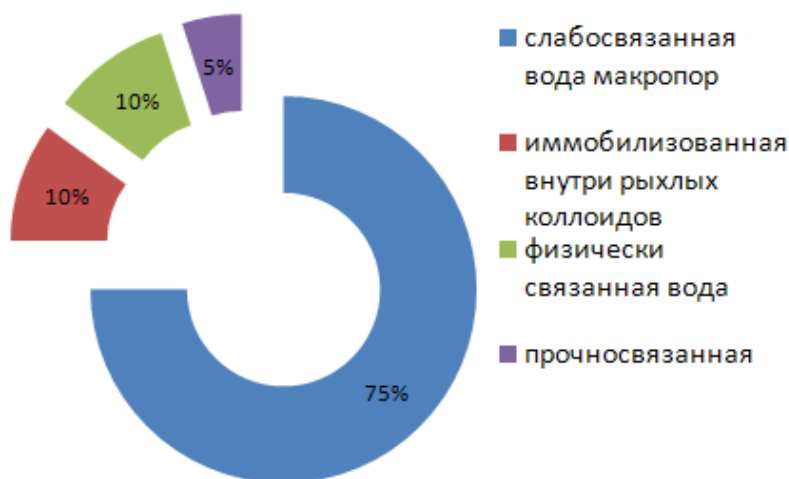


Рисунок 2. Типы воды в сапропелевых залежах.

Из огромного разнообразия физико - химических свойств сапропелей практический интерес представляют скорость водоотдачи; реакция на замораживание; изменение вязкости сапропелевой пульпы и некоторые другие, которые напрямую зависят от количества воды и соотношения её типов.

Исследован элементный состав органического вещества сапропеля. Согласно литературным данным элементный состав органического вещества сапропелей отличается сравнительно однородным составом и поэтому не является типологическим признаком [9]. Органическое вещество сапропеля состоит из углерода (42—61%), кислорода (23—39%), азота (4—7 %), водорода (4—9% масс) и серы (0,2-6,4и%) [4, 6]. Компонентный состав органического вещества сапропелей представлен битумиодами, углеводным комплексом (гемицеллюлозы и целлюлоза), гуминовыми веществами (гуминовыми кислотами и фульвокислотами), негидролизующим остатком (гумин). Большую часть органической компоненты составляют гуминовые вещества, доля которых может достигать 70%. В литературе установлена зависимость между соотношением количеств *C*, *O* и *H* в природном органическом веществе с его происхождением и химическим составом [10]. Сапропели озер, образованные макрофитами, по соотношению элементов ближе всего к лигнитам, а сапропель озер, имеющий планктонное происхождение приближается к пептидам и фитопланктону. Поэтому изучение группового состава органического вещества является важной, но трудоемкой задачей [4; 7; 8 и др.].

В заключения нужно отметить низкую изученность озерных сапропелевых залежей Западной Сибири по сравнению европейской частью России. Как обратил внимания академик. Н.П.Похиленко в своем интервью газете «Бумеранг»: «.. в Новосибирской области высокий процент сапропелевых залежей разведан лишь до прогнозных ресурсов низших категорий» [1]. Поэтому введение в хозяйственный оборот региона огромных запасов сапропелей, которые встречаются повсеместно, на основе эффективных

технологий его добычи и глубокой переработки является актуальной задачей настоящего времени.

Работа выполнена в рамках интеграционного проекта №125 Президиума СО РАН

Литература

1. Богатства «Новосибирского Клондайка» - сибирякам // интервью академика Похиленко Н.П. газете «Бумеранг» №44 (492), 11.11.2011.
2. Карта полезных ископаемых Омской области. Масштаб 1:500 000. Объяснительная записка /под ред. профессора И.А. Вяткина/ - Омск: Издательство ООО НПП «Омскгеоинформцентр», 2007. – 300 с.
3. Кордэ Н. В. Биостратификация и типология русских сапропелей,- М.: Изд-во АН СССР,- 1960,-220с.
4. Кривонос О.И. Разработка нового подхода к комплексной переработке сапропелей: Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата химических наук, Омск, 2012, – 37 с.
5. Кудашев И.Г. Сапропели Томской области: геология, генезис, ресурсы и перспективы их использования. Автореферат диссертации канд. геол.-мин. наук. – Томск: 2004. – 19 с.
6. Лопотко М. З., Евдокимова Г. А. Сапропели и продукты на их основе,-Минск: Наука и техника,- 1986.- С. 6-61.
7. Пономарева М.А. Химический состав и пути использования сапропелей Татарстана //Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата химических наук, Тула, 2002, – 33 с.
8. Штин С.М. Озерные сапропели и основы их комплексного освоения/ под редакцией профессора И.М.Ялганца, Изд-во Московского государственного горного университета, 2005, с. 373.
9. Юдина Н.В. Параметры оценки биологической активности органического вещества сапропелей // Химия растительного сырья. – 1998. – № 4. – С. 33–38.
10. Perdue, E.M., Ritchie. J.D. Dissolved Organic Matter in Freshwaters//Treatise in Geology. – 2003. - №. 5. С. 273-318.

В.Д. Страховенко¹, Е.А. Овдина¹, Н.И. Ермолаева², Е.Ю. Зарубина²
ГЕНЕЗИС САПРОПЕЛЕВЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ОЗЕР ЦЕНТРАЛЬНОЙ
ЧАСТИ БАРАБИНСКОЙ РАВНИНЫ

V.D. Strakhovenko, E.A. Ovdina, N.I. Ermolaeva, E.Yu. Zarubina
GENESIS OF SAPROPEL DEPOSITS IN LAKES OF CENTRAL PART OF
BARABA PLAIN

¹Институт геологии и минералогии СО РАН, г. Новосибирск, Россия

E-mail: strahova@igm.nsc.ru

²Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул, Россия

Аннотация. Изучено 18 озерных систем с целью установления генезиса сапропелевых отложений. Установлено, что в озерах преобладает органо-кремнезёмистый сапропель с зольностью от 40 до 72 %, также встречается органо-кальцевый и органо-смешанный. Для озера с органо-кальцевым и смешанным сапропелем характерно массовое развитие мелкоклеточных колониальных цианобактерий, способствующих накоплению в донных отложениях кальцита. В озерах с органо-кремнезёмистым и смешанным типом сапропеля значительная доля Si связана с кварцем и силикатами обломочной фракции осадка, а также в этих озерах в фитопланктоне преобладают диатомовые водоросли, створки которых содержат кремний и среди воздушно-водной растительности доминирует тростник, способный накапливать кремния.

Abstract. About 18 lake systems have been studied to determine the genesis of sapropel deposits. It was found that organo-Si sapropel with an ash content of 40 - 72% prevail in lakes; the organo-Ca and organomixed sapropel is found as well. Lakes with organo-Ca and mixed sapropel are distinguished by intensive development of small-cell colonies of cyanobacteria, which promote the accumulation of calcite sediments. In lakes with organo-Si and mixing type sapropel, a significant proportion of Si is associated with quartz and silicates clastic sediment fractions. Besides, in these lakes, phytoplankton shows the prevalence of diatoms containing Si in valves; aero-aquatic vegetation is dominated by reed, capable to accumulate Si.

Исследуемые озера расположены в центральной части Барабинской равнины. Для Барабы характерен своеобразный гривный рельеф – чередование параллельно простирающихся удлиненных повышений (грив) и понижений, в которых расположены многочисленные озера. Вследствие такого устройства поверхности происходит местное перераспределение влаги и легкорастворимых солей: их переток с грив в межгривное пространство [1]. Почвообразующие породы представлены озерно-аллювиальными и субэвральными лессовидными отложениями преимущественно суглинистого гранулометрического состава и с разной степенью засоления. Минеральный состав почвообразующих пород в значительной степени связан с составом коренных пород Алтае-Саянской горной системы и Казахского мелкосопочника: преобладают минералы легкой фракции: кварц, п.ш., слюда.

Цель работы – биогеохимическое исследование озерных систем с целью установления генезиса сапропелевых отложений.

В 18 озерах проведены первичные полевые измерения физико-химических и гидрологических показателей воды (рис. 1). Отобраны пробы воды и первичного сапропелеобразующего материала. Отбор проб донных отложений (ДО) проведен с катамарана цилиндрическим пробоотборником с вакуумным затвором.

Для определения состава осаждающейся озерной взвеси поставлены эксперименты с седиментационными ловушками *in situ*. Макро- и микроэлементный состав озерных вод и сапропелей определялся методом атомно-абсорбционной спектроскопии (АА). Изучение морфологии, фазового и химического состава минералов ДО проводилось с использованием сканирующего электронного микроскопа (СЭМ). Минеральный состав изучен в пробах ДО и почв методами рентгеновской дифрактометрии (XRD). Анионный состав озерных вод определялся методом высокоэффективной жидкостной хроматографии. Содержание гидрокарбонатов определяли методом потенциометрического титрования по методике ПНД Ф 14.2.99-97. Элементный анализ образцов сапропелей (С, Н, О, N, S) выполнялся методом высокотемпературного каталитического окисления.

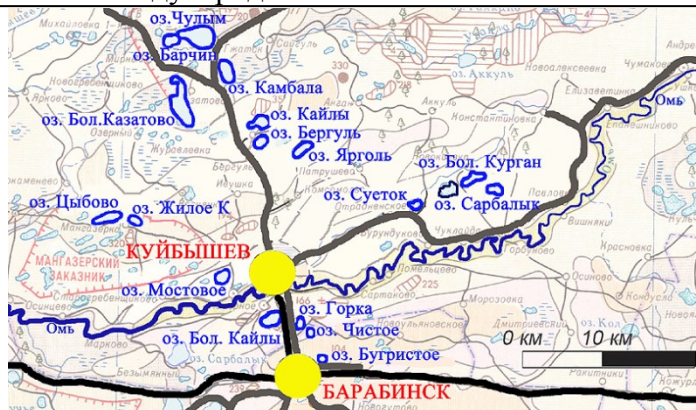


Рис.1 Карта-схема расположения озёр

Структура почвенного покрова в водосборных бассейнах озёр представляет собой концентрическое распределение, сменяющих друг друга, почвенных типов: болотная → лугово-болотная → луговая → лугово-чернозёмная → чернозём южный или обыкновенный → серая лесная. Согласно полученным данным содержание гумусовых соединений в верхней части профиля исследуемых почв колеблется в широких пределах, даже в пределах одного водосборного бассейна, степень их гумусированности меняется от низкой (0,9 %) до высокой (8,3 %). Минимальное количество гумусовых веществ обнаружено в почвах (оз. Жилое у с. Мангазёрка), а максимальное — в серой лесной почве (оз. Большие Кайлы). Изученные почвы имеют высокую водопроницаемость, низкую водоподъёмную способность и влагоёмкость. Практически повсеместно в почвенных профилях встречаются мицели карбонатов (от 22 % до 0,6 %), особенно их много в нижних горизонтах.

Воды озёр гидрокарбонатно магниево-натриевые или гидрокарбонатно натриевые, щелочные, со значениями pH от 8,1 (оз. Казатово) до 10 (оз. Жилое-К) (рис.2). Следует отметить корреляцию значений Eh и pH для вод, что связано со сходными гидрологогеологическими условиями озёр. Показатель Eh всех озёр положительный, свидетельствующий об окисленной обстановке, одновременно с этим содержание кислорода достаточно высоко и варьируется от 9,7 мг/л в пробе оз. Камбала до 6,5 мг/л в пробе оз. Бугристое.

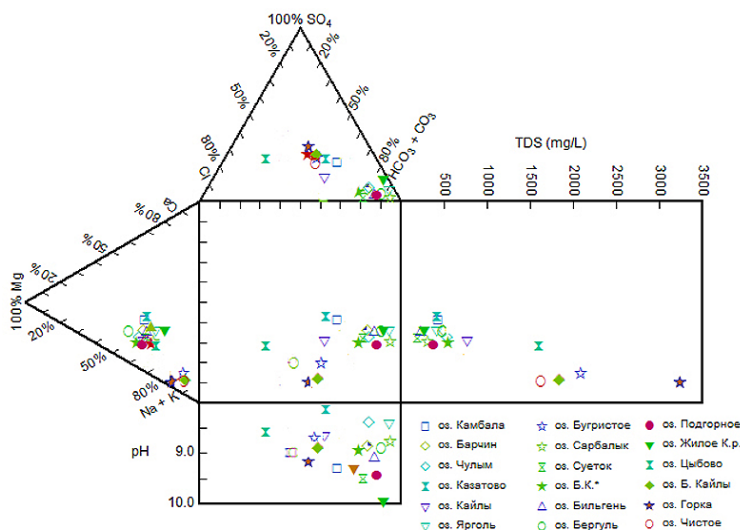


Рис.2 Диаграмма Дурова (ионный состав вод изученных озёр и физико-химические параметры)

По соотношению органического и минерального вещества (зольности) и химического состава минеральной части установлено, что в озерах на данной территории преобладает органо-кремнезёмистый сапропель с зольностью от 40 до 72 %, также встречается органо-кальцевый и органо-смешанный (таблица 1).

Типы и классы сапропелевых залежей месторождений центральной части Барабинской равнины.

Тип сапропеля	Золь-ть	Класс сапропеля		
		кремнезёмистый	кальцевый	смешанный
органо-минеральный	30-50	4	2	1
минерально-органический	50-75	9	---	2

По данным АА макроэлементный состав минеральной части сапропелей составляют Si (5–22 %), Al (0.8–9.2%), Ca (0.8–12%) и Fe (0.7–2.9%). Используя XRD и СЭМ установлено, что в составе ДО присутствуют минералы терригенной фракции (кварц, полевые шпаты, слюды, хлорит) и биохемойной (пирит, низкомагнезиальный кальцит, аморфный кремнезём (перекристаллизованный в кварц), арагонит).

Элементный состав ОВ сапропелевых отложений (в пересчете на 100 % органического вещества) меняется в узком интервале С (51-55 %), Н (6.1-7.1), N (3.7-4.9), О (30-36), S (3.1-6.8), за исключением оз. Бергуль (С-39; Н-5.7; N-3.5; О-47; S-4.4).

По уровню развития фитопланктона озера с органо-кальцевым и смешанным сапропелем относятся к мезотрофным и мезотрофно-эвтрофным водоемам. Для этих озёр характерно массовое развитие мелкоклеточных колониальных цианобактерий, способных откладывать карбонат кальция внутри или на поверхности слизистого чехла, окружающего клетку или многоклеточную колонию [2; 3]. Цианобактерии практически не утилизируются в трофической цепи, и, отмирая, обогащают Са ДО. Большой вклад в накоплении Са в ДО вносят воздушно-водные растения. Наибольшей способностью к накоплению Са обладает тростник (*Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud.), являющийся одним из доминантов прибрежно-водных растительных сообществ исследованной группы озёр [4]. Согласно данным ряда исследователей в надземных органах тростника содержится от 4,9 до 15 мг/на г сухого веса (СВ) кальция [5; 6]. Учитывая, что величина образуемой сообществами тростника первичной продукции достигает 1210 г/м² в год, то в ДО ежегодно при разложении тростника попадает до 18,2 г/м² Са. Зоопланктон представлен в основном мелкими фильтрующими Cladocera. Как правило, доминируют *Bosmina longirostris* (Müller) и *Chydorus sphaericus* (Müller). Продукция зоопланктона составляет 66200-190000 мг/м³·год.

В озерах с органо-кремнезёмистым типом сапропеля значительную долю в фитопланктоне составляют диатомовые водоросли, створки которых содержат кремний [7]. По типу зарастания озера с кремнистым типом сапропеля делятся на две группы: озера с бордюрным и озера с массивно-зарослевым или займищным типами зарастания. В озерах с бордюрным типом зарастания в литоральной зоне доминирует воздушно-водная растительность (*Phragmites australis*, *Typha angustifolia* L.) при площади зарастания до 15%. Тростник способен накапливать за вегетационный сезон в надземных органах до 14 мг/г СВ Si [5]. Величина первичной продукции, образованной тростником в этой группе озёр достигает 1132,8 г/м² в год, следовательно, при разложении тростника в литоральной зоне озёр в ДО может поступать до 15,9 г/м² Si в год. В группе озёр с массивно-зарослевым и займищным типами зарастания в прибрежной полосе также доминируют воздушно-водные растения (тростник и рогоз узколистный), но при этом основная часть акватории водоема зарастает погруженной растительностью (до 40-70%). Доминируют сообщества роголистника (*Ceratophyllum demersum* L.), рдестов (*Potamogeton pectinatus* L., *P. perfoliatus* L. и *P. macrocarpus* Dobroch.), ряски тройчатой (*Lemna trisulca* L.), телореза (*Stratiotes aloides* L.), урути (*Myriophyllum sibiricum* Kom.). Продукция воздушно-водной растительности составляет 1181-2419 г/м² в год, погруженной – 400-1680 г/м² в год. По данным J. Schoelynк погруженные растения могут содержать Si от 7 до 28 мг/г СВ, воздушно-водные – от 2 до 14 мг/г СВ. Максимальное содержание Si отмечено в

погруженных растениях: роголистнике, урути и рдестах. То есть, в ДО озер ежегодно при разложении тростника поступает до 33,9 г/м², роголистника – 15,1 г/м², рдеста пронзеннолистного – 5,8 г/м² Si.

В зоопланктоне озер с кремнистым типом сапропеля основу комплекса ветвистоусых рачков составляют *Ceriodaphnia quadrangula* (Müller), *Daphnia longispina* Müller, *Daphnia pulex* (De Geer). Продукция зоопланктона достигает 950000 мг/м³·год.

Сопоставление усредненных концентраций изученных элементов в сапропелевых отложениях, почвах водосборных площадей озер и почвообразующем субстрате, нормированных на состав верхней континентальной коры между собой, показало обеднение сапропелевых отложений практически всеми изученными элементами относительно суглинка и почвы, за исключением Ca, Sr (рис 3). Повышенные концентрации Ca, Sr связаны с накоплением в илах аутигенного кальцита, а обеднение другими элементами - с эффектом разубоживания осадка кальцитом и органическим веществом.

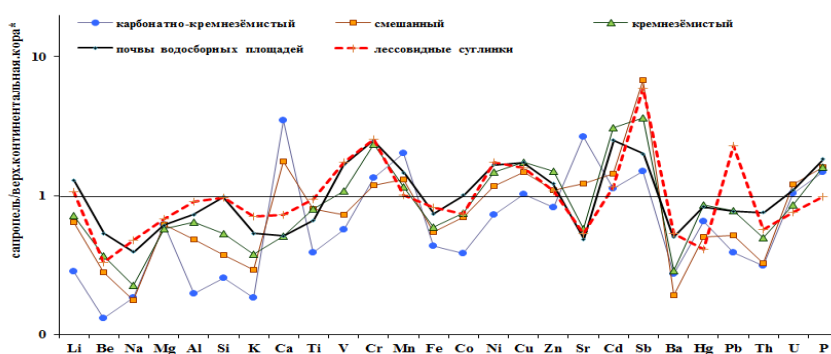


Рисунок 3. Усредненные содержания элементов в сапропелях озер, почвах их водосборных площадей и почвообразующем субстрате нормированные к значениям концентраций верхней континентальной коры* [Wedepohl, 1995]

Работа выполнена при поддержке интеграционного проекта №125 СО РАН.

Литература

1. Сысо А.И. Закономерности распределения химических элементов в почвообразующих породах и почвах Западной Сибири / Рос. акад. наук, Сиб. отд-ние, Ин-т почвоведения и агрохимии.- Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2007. - -277с.
2. Билан М.И., Усов А.И. Полисахариды известковых водорослей и их влияние на процесс кальцификации// Биоорганическая химия. 2001. Т. 27, №1. С. 4-20.
3. Куприянова Е.В., Пронина Н.А. Карбоангидраза – фермент, преобразовавший биосферу // ж. Физиология растений, 2011 г., т.58, № 2, с. 168-176.
4. Бреховских В.Ф., Казмирук В.Д., Вишневецкая Г.Н. Биота в процессах массопереноса в водных объектах. М.: Наука, 2008. 315 с.
5. Schoelynck J., Bal K., Backx H., Okruszko T., Meire P., Struyf E. Silica uptake in aquatic and wetland macrophytes: a strategic choice between silica, lignin and cellulose// New Phytologist. 2010. №186. P. 385-391. Гришанцева Е. С., Сафронова Н. С., Кирпичникова Н. В., Федорова Л. П. Распределение микроэлементов в высшей водной растительности Ивановского водохранилища// Геоэкология, Инженерная геология, Гидрогеология, Геокриология, 2010, № 3, с. 223–231.
6. Гашкина Н.А., Моисеенко Т.И., Кремлева Т.А. Особенности распределения биогенных элементов и органического вещества в малых озерах и лимитирование их трофности на европейской территории России и Западной Сибири* // Вестник Тюменского гос. ун-та. 2012. № 12. С. 17-25.
7. Wedepohl K.H. The composition of the continental crust// Geochim. Et Cosmochim. Acta, 1995, V.59, №7, p.1217-1232.

А.В. Алексеенко, М.А. Пашкевич
ПРИМЕНЕНИЕ МАКРОФИТОВ ДЛЯ БИОГЕОХИМИЧЕСКОГО
МОНИТОРИНГА СОСТОЯНИЯ АКВАЛЬНЫХ ЛАНДШАФТОВ
ЦЕМЕССКОЙ БУХТЫ

A.V. Alekseenko, M.A. Pashkevich
APPLICATION OF MACROPHYTES FOR BIOGEOCHEMICAL
MONITORING OF TSEMES BAY AQUATIC LANDSCAPES

Национальный минерально-сырьевой университет «Горный»
199106, г. Санкт-Петербург, В.О., 21 линия, 2. Телефон: +7 (905) 262-19-21.
Факс: +7 (812) 32-88-207. E-mail: al.vl.alekseenko@gmail.com

Аннотация. Проведено мониторинговое исследование экологического состояния Цемесской (Новороссийской) бухты. Опробование включало в себя отбор 150 образцов трёх видов водорослей в 87 точках; также использованы архивные данные опробований за последние 15 лет. Выполнены озоление и элементные спектральные анализы. Изучена аккумуляция макрофитами загрязняющих химических элементов под воздействием различной техногенной нагрузки. Геоботаническая оценка состояния аквальных ландшафтов выполнена с помощью сравнения распространённости видов.

Abstract. The monitoring study of Tsemes (Novorossiysk) bay ecological state is conducted. During the field investigations 150 samples of three species of algae were taken in 87 points; data from the archives for the last 15 years were also used. The ashing and elemental spectral analysis were carried out. The accumulation of chemical pollutants in macrophytes under the influence of various technogenic impacts was studied. Geobotanical assessment of the state of aquatic landscapes was performed by comparing the prevalence of species.

Цемесская бухта, известная также как Суджукская и Новороссийская, – самая большая на Черноморском побережье Кавказа. Вытянутая в северо-западном направлении, она имеет длину 16 км, при ширине в средней части до 4,5 км (Круглякова, Куртов, 2002). Новороссийск – город с населением более 300 тыс. жителей, расположенный на берегах Цемесской бухты. Число туристов и экскурсантов, посетивших город в 2012 г. составило более 1 000 000 чел (Система..., 2012). Это позволяет считать г. Новороссийск не только промышленным, но и курортным центром Черноморского побережья России и подчеркивает особую важность мониторинга экологической обстановки в аквальных ландшафтах.

На миграцию и концентрацию химических элементов оказывают существенное влияние климатические особенности г. Новороссийска. Цемесская бухта является незамерзающей и поступление загрязняющих веществ с суши на море происходит круглогодично. Образующийся в результате размыва берегов материал выносится за пределы прибрежных аквальных ландшафтов. Именно эта особенность акватории с интенсивным перемешиванием вод делает в регионе затруднённой традиционную эколого-геохимическую оценку состояния аквальных ландшафтов (Опекунов, 2005), заключающуюся в анализе вод и илов.

Использованные для мониторинга макрофиты (зеленые и бурые водоросли) являются наиболее чувствительными к изменению химического состава окружающей среды (Остроумов, Соломонова, 2012). Наиболее распространёнными водорослями, применимыми для проведения биогеохимических исследований в прибрежных аквальных ландшафтах Черноморского побережья России, являются *Cystoseira barbata* и *Enteromorpha intestinalis* (Бурдин, Золотухина, 1998).

Расположенный в Новороссийске крупнейший центр цементной промышленности на юге России является важнейшим источником загрязнения территории города и прилегающей акватории. Загрязняющие вещества с суши поступают в море в виде поверхностных и подземных водных растворов, аэрозолей, и более крупных частиц,

представляющих собой обломки отдельных минералов (Куриленко, Осмоловская, 2006). Одним из важнейших поставщиков материала в воды, разгружающиеся в море, являются почвы. С подземными и поверхностными водами из почв в море поступают не только растворимые соли, но и значительное количество коллоидных частиц с сорбированными ими веществами. Суммарное воздействие выбросов цементного завода, транспорта и иных источников загрязнения на экологическое состояние Цемесской бухты выражается в изменении концентраций химических элементов в водах и накоплении поллютантов в макрофитах.

В аквальных ландшафтах исследованы бурые водоросли: энтероморфа (*Enteromorpha intestinalis*) и цистозира (*Cystoseira barbata*). С целью биогеохимической оценки современного состояния Цемесской бухты, в 2009 году проводился отбор 150 проб данных водорослей на 87 точках наблюдения. Охвачена вся береговая линия, являющаяся рекреационной зоной (к территории торгового порта доступ закрыт). Непосредственно на месте отбора водоросли тщательно промывались морской водой. С их поверхности удалялся песок, обломки горных пород, раковины. При отборе образцов проводилось описание экологической обстановки как на суше, так и в аквальных ландшафтах в районе наблюдения. После просушивания и озоления проб проводился спектральный анализ в аттестованной и аккредитованной лаборатории ЦИЛ «Кавказгеолсъемка». Для эколого-геохимического мониторинга состояния бухты затем были использованы пробы бурой водоросли цистозеры.

Выделение экологически неблагоприятных зон. Установленные концентрации большей части исследованных элементов в золе цистозеры и энтероморфы, произрастающих в зонах влияния биогенных наземных ландшафтов ниже, чем в зонах влияния техногенных. Наибольшие средние содержания отмечены в точках наблюдения районов разгрузки городских очистных сооружений (пос. Алексино) и в районе мола, испытывающем наибольшее воздействие осаждающихся выбросов цементного завода.

Таблица 1

Средние содержания элементов в золе цистозеры (*Cystoseira barbata*) Цемесской бухты, $n \cdot 10^{-3}\%$

Участок бухты	Химический элемент											
	Cu	Zn	Pb	Co	Ni	V	Cr	Sn	Mo	Mn	Ti	Ba
Западный биогенный	3,00	3,00	0,73	0,60	1,83	0,20	0,10	0,30	0,37	23,33	36,67	30,00
пос. Мысхако	4,44	5,38	1,13	0,89	2,44	0,26	0,13	0,68	0,97	56,25	53,13	42,50
пос. Алексино	4,75	17,8	1,71	0,84	3,06	0,31	0,28	0,89	0,94	62,50	57,50	36,25
г. Новороссийск	5,18	5,73	1,38	0,82	2,27	0,26	0,12	0,60	0,62	46,36	63,64	45,45
Восточный биогенный	4,17	4,83	1,03	0,65	2,25	0,30	0,10	0,70	0,53	58,33	61,67	46,67

Для цистозеры западного биогенного побережья в целом характерны наименьшие содержания всех рассматриваемых элементов за исключением Mo. Восточное биогенное побережье характеризуется несколько более высокими содержаниями элементов по сравнению с западным биогенным участком. Концентрации пяти элементов – Cu ($4,17 \cdot 10^{-3}\%$), Zn (4,83), Pb (1,03), Co (0,65), Cr (0,1) ниже, чем у цистозеры, отобранной в зонах влияния техногенных ландшафтов. При этом среднее содержание Ba (46,67) является максимальным для всех выборок, а концентрации Ni, V, Sn, Mo, Mn, Ti близки к величинам, характерным для прибрежной полосы г. Новороссийска. Таким образом, даже на побережье с лесными ландшафтами при отсутствии прямого техногенного воздействия сохраняется влияние осаждающихся из воздуха поллютантов. Необходимо отметить, что

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

цементный завод расположен на восточном берегу бухты, и повышенные содержания металлов в водорослях могут быть связаны с влиянием атмосферных выбросов.

Мониторинг загрязнения. При анализе средних содержаний элементов в золе цистозир в пробах разных лет (Алексеенко, Власова, 2015), удалось выявить некоторые закономерности их изменения. Для **Cu, Cr, Ni, Mo** отмечены «всплески» уровня содержаний в 2000 и 2009 годах, для Mn, Ti, Zn – только в 2009 году, а для **Pb** – только в 2000. Незначительное увеличение среднего содержания **V** в золе цистозир отмечено в 2004 году. На этом же уровне оно сохраняется и в пробах 2009 года. Увеличение содержаний в пробах 2004 года характерно также и для **Sn**.

Для **Va** и **Co**, в отличие от рассмотренных выше элементов не прослеживается явно выраженная тенденция изменения содержаний. В разные годы средние содержания этих элементов в золе цистозир изменяются скачкообразно. При этом выборки 2009 года по средним содержаниям резко отличаются от результатов прошлых лет: для **Va** отмечено резкое (почти в 2 раза) падение, а для **Co** – резкое (более чем в 2 раза) увеличение содержаний.

При проведении статистических расчетов был установлен 5 % уровень значимости результатов. С учетом этой вероятностной характеристики, рассмотрим изменения, отмеченные для каждого элемента, более подробно. Средние содержания **Mn** и **Cu** в пробах разных лет различаются незначительно и колеблются на уровне $55 \cdot 10^{-3}\%$ и $4 \cdot 10^{-3}\%$ соответственно. Изменения средних содержаний **Va** и **Co** в период 1999-2004гг. также не имеют статистически значимых различий (колебания на уровне $60 \cdot 10^{-3}\%$ и $0,25 \cdot 10^{-3}\%$ соответственно) и только средние содержания, полученные по результатам опробования 2009 года имеют значительные отличия (уменьшение содержания **Va** до $40 \cdot 10^{-3}\%$ и увеличение **Co** до уровня $0,6 \cdot 10^{-3}\%$).

Для **Pb, Cr, Ni** и **V** характерны наиболее высокие содержания в пробах 1999 и 2000 годов (табл. 1). К 2002 году происходит резкое (в 2 раза) уменьшение содержаний элементов в золе рассматриваемого вида водоросли. Этот уровень содержаний (для каждого элемента – свой) сохраняется до 2009 года. Лишь для **Cr** выявлен минимум содержаний в пробах 2004 года.

Таблица 2

Средние содержания Pb, Cr, Ni, V (с вероятностью 95%) в золе цистозир Цемесской бухты, $n \cdot 10^{-3}\%$

Год опробования	Химический элемент			
	Pb	Cr	Ni	V
1999	4,22±1,04	5,11±1,25	3,65±0,54	1,47±0,33
2000	4,61±1,30	5,85±0,76	4,59±0,57	1,15±0,11
2001	1,94±0,42	1,93±0,30	2,16±0,30	0,73±0,15
2002	1,20±0,20	1,35±0,30	1,91±0,20	0,63±0,11
2004	1,15±0,18	0,60±0,18	1,51±0,30	0,70±0,20
2009	1,02±0,30	0,75±0,24	2,28±0,60	0,70±0,30

Для **Ti** и **Zn** характерно наиболее высокое содержание в пробах 1999 года: 134,4 и $22,1 \cdot 10^{-3}\%$ соответственно. Произошедшее уменьшение концентраций в пробах 2000 и 2001 годов (для **Ti**) и в пробах 2000-2002 годов (для **Zn**) практически нивелировалось при резком повышении содержаний, отмеченном в пробах 2009 года. **Mo** – единственный из рассмотренных нами элементов, средние содержания которого в выборках от года к году изменяются статистически значимо. При сохранении общей тенденции к уменьшению средних содержаний, их изменения, характерные для данного металла, происходят более резко – «всплеск» до $0,23 \cdot 10^{-3}\%$ в пробах 2000 года, затем уменьшение содержания до

уровня 1999 года в пробах 2001 ($0,13 \cdot 10^{-3}\%$), дальнейшее последовательное уменьшение в пробах 2002 ($0,06 \cdot 10^{-3}\%$) и 2004 ($0,04 \cdot 10^{-3}\%$) годов и новый скачок – в 2009 году практически вновь до уровня 1999 и 2001 года ($0,11 \cdot 10^{-3}\%$).

Таким образом, на основании полученных данных, можно говорить о сохранявшейся на протяжении 1999–2004 годов тенденции уменьшения средних содержаний большинства исследованных элементов в золе цистозеры и повышении уровня содержаний к 2009 году. Мониторинговые исследования показали, на протяжении 2001–2004 годов в бухте происходили процессы, приведшие к снижению уровня содержаний большинства исследованных элементов в золе цистозеры.

Заключение

Максимальные содержания большей части элементов отмечены в пробах, характеризующих акваторию пос. Алексино и центральную часть бухты – побережье г. Новороссийска. Аквальные ландшафты на этих участках испытывают наибольшее воздействие осажденных из воздуха поллютантов, поступающих с водным стоком. Наименьшие концентрации металлов характерны для проб, отобранных в зонах влияния биогенных ландшафтов лесов, однако и на этих участках прослеживается воздействие выбросов цементного завода и иных промышленных предприятий.

Биогеохимический мониторинг 1999–2009 гг. с использованием цистозеры (*Cystoseira barbata*) выявил общую тенденцию к уменьшению средних содержаний большинства рассмотренных элементов в период до 2004 г. и возрастание содержаний к 2009 г. При наличии общей тенденции, аккумуляция в водорослях различных металлов имеет свои особенности. При этом наиболее низкие средние содержания элементов в пределах акватории города постоянно остаются на уровне, превышающем содержания, характерные для водорослей в зонах влияния биогенных лесных ландшафтов.

Литература

1. Алексеенко В.А. Эколого-геохимическая оценка состояния Цемесской бухты / В.А. Алексеенко, Е.В. Власова // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геоэкология, 2015, № 2, с. 155–163.
2. Бурдин К.С., Золотухина Е.Ю. Тяжелые металлы в водных растениях (аккумуляция и токсичность). М.: Диалог МГУ, 1998. 202 с.
3. Круглякова Р.П. Тяжелые металлы в воде и донных осадках Новороссийской бухты / Р.П. Круглякова, П.И. Куртов // Геоэкологические исследования и охрана недр. Научн.-техн. инф. сб. М.: «Геоинформцентр», 2002. Вып.2. С. 20-30.
4. Куриленко В.В. Эколого-биогеохимическая роль макрофитов в водных экосистемах урбанизированных территорий (на примере малых водоемов Санкт-Петербурга) / В.В. Куриленко, Н.Г. Осмоловская // Экология. 2006. №3. С. 163-167.
5. Опекунов А.Ю. Методологические принципы эколого-геохимического мониторинга геологической среды континентального шельфа // Разведка и охрана недр. 2005. №6. С. 60-64.
6. Остроумов С.А. Взаимодействие загрязняющих воду веществ с макрофитами: метод определения допустимых нагрузок / С.А. Остроумов, Е.А. Соломонова // Вода: химия и экология. 2012. № 10. С. 53-60.
7. Система подсчета отдыхающих и экскурсантов создана в Новороссийске // Сетевое издание «Интерфакс», 27.12.2012. Электронный ресурс: <http://www.interfax.ru/tourism/tourisminf.asp?id=283086&sec=1466>

М.Т. Актаев, А.О. Айдарханов, С.Н. Лукашенко

ХАРАКТЕР РАСПРЕДЕЛЕНИЯ МИКРО-МАКРО КОМПОНЕНТОВ И ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ВОДЕ "АТОМНОГО" ОЗЕРА НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ИСПЫТАТЕЛЬНОМ ПОЛИГОНЕ

M.T. Aktaev, A.O. Aidarkhanov, S.N. Lukashenko

DISTRIBUTION PATTERN OF MICRO AND MACRO COMPONENTS AND INDUCED RADIONUCLIDES IN WATERS OF LAKE "ATOMNY" AT THE SEMIPALATINSK TEST SITE

Филиал "Институт радиационной безопасности и экологии" НЯЦ РК. E-mail: Aktaev@nnc.kz

Аннотация. Исследован характер загрязнения радионуклидами вод "Атомного" озера, расположенного на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона. По результатам исследования выявлено пространственное распределение концентрации техногенных радионуклидов. Максимальные значения трития и стронция-90 зафиксированы в центральной части водоема, на глубине 60-80 м, и составили 20 000 и 15 Бк/кг, соответственно, а минимальные значения на глубине до 10 м. Установлено, что распределение техногенных радионуклидов связано со стратификацией водной толщи из-за растворенных химических соединений, преобладающие более солеными (до 20 г/л) водами на дне водоема и менее солеными на поверхности (до 10 г/л).

Abstract. Contamination of the water of lake "Atomny" located on the territory of the former Semipalatinsk test site was studied. The findings revealed the spatial distribution of induced radionuclide concentrations. Maximum content of tritium and strontium-90 was recorded in the central part of the lake at a depth of 60-80 m (20 000 and 15 Bq/kg, respectively), while the minimum - at a depth of 10 m. Distribution of induced radionuclides was caused by stratification of the water column due to dissolved chemical compounds, with the predominance of more salted (up to 20 g/l) waters at the bottom of the water body and less salted on the surface (up to 10 g/l).

**Н.Ж. Мухамедияров, А.Ж. Ташекова, Т.Г. Кириллова,
М.Т. Койгельдинова, С.Н. Лукашенко**

**ИССЛЕДОВАНИЕ МЕХАНИЗМОВ ФОРМИРОВАНИЯ
ЭЛЕМЕНТНОГО СОСТАВА КОМПОНЕНТОВ ЭКОСИСТЕМЫ РУЧЬЯ
УЗЫНБУЛАК**

**N.Zh. Mukhamediyarov, A.Zh. Tashekova, T.G. Kirillova,
M.T. Koigeldinova, S.N. Lukashenko**
**FORMATION OF ELEMENTAL COMPOSITION OF MAIN
COMPONENTS IN THE UZYNBULAK STREAM SYSTEM**

Филиал "Институт радиационной безопасности и экологии" Национальный ядерный центр
Республики Казахстан, г. Курчатов

Аннотация. В настоящее время Семипалатинский испытательный полигон (СИП) считают источником радиационной опасности, при этом влияние химических элементов изучено недостаточно. Единичные работы по химическому загрязнению водных объектов, выявили, что помимо радиоактивных загрязнений на СИП существуют участки с высоким содержанием химических токсикантов. В то же время эти исследования пока являются бессистемными и носят фрагментарный характер, что не позволяет делать однозначные выводы, а также осуществлять прогнозные оценки распространения токсичных элементов. В настоящей работе предпринята попытка изучения механизмов формирования элементного состава основных компонентов экосистемы р. Узынбулак, выявления источников поступления и различных факторов в формировании состава ручья. Основными вероятными механизмами формирования элементного состава р. Узынбулак в системе «вода-донные отложения» являлись:

1. Поступление элементов с различных поверхностных водотоков с иным химическим составом;
2. Механизм испарительного концентрирования;
3. Вымывание из донных отложений, вследствие подтока подземных вод с иным редокс-потенциалом;
4. Процессы осаждения элементов в системе «вода-донные отложения».

Abstract. In the paper, the attempt to investigate the mechanisms of formation of the elemental composition of main components in the Uzynbulak stream ecosystem and to identify the inflow sources and various factors in the river composition formation is undertaken.

The main tentative mechanisms of formation of the elemental composition of Uzynbulak in the system "water-bottom sediments" are as follows:

1. The elements inflow from various surface waters with another chemical composition ;
2. The mechanism of evaporative concentration;
3. Leaching from bottom sediments due to underlay of groundwater with another redox potential;
4. The elements sedimentation in the system "water-bottom sediments".

А.С. Медведев¹, З.И. Слукровский¹, Т.Н. Полякова², Н.М. Калинкина²
О КРИСТАЛЛАХ ВИВИАНИТА В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ
ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА

A.S. Medvedev, Z.I. Slukovsky, T.N. Polyakova, N.M. Kalinkina
VARIATIONS IN THE CHEMICAL COMPOSITION OF VIVIANITE
CRYSTALS IN BOTTOM SEDIMENTS OF LAKE ONEGA

¹Институт геологии Карельского научного центра РАН, 185910, Республика Карелия, г. Петрозаводск, ул. Пушкинская, 11; тел.: 8-814-2-78-34-71. E-mail: sanjam22@mail.ru

²Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН, 185030, Республика Карелия, г. Петрозаводск, пр. А. Невского, 50, тел.: 8-814-2-57-63-81

Аннотация. Были отобраны пробы донных отложений в Онежском озере. В данных пробах найдены кристаллы вивианита. Сделан химический анализ кристаллов вивианита. Обнаружены вариации содержания химических элементов в кристаллах вивианита, отобранных в разных точках озера.

Abstract. Samples of sediments were selected in Lake Onega. The crystals of vivianite were found and analyzed. The difference in the content of chemical elements in vivianite crystals sampled from the different parts of the lake was determined.

Онежское озеро – второй по площади пресноводный водоем Европы. Площадь зеркала озера составляет 9720 кв. км. Максимальная глубина озера 120 м., средняя – 30 м. Бассейн представлен труднорастворимыми архейско-протерозойскими породами. [1]

Отбор проб донных отложений Онежского озера происходил в августе 2014 года с корабля «Эколог» при помощи дночерпателя системы Экмана-Берджи без стратификации материала. После просушки образцов и их детальном изучении под световым микроскопом, были обнаружены кристаллы синего цвета – вивианита. Для определения морфологии и химического состава кристаллов использовался сканирующий электронный микроскоп (СЭМ) VEGA II LSH (Tescan) с энергодисперсионным микроанализатором INCA Energy 350 (Oxford instruments) в аналитическом центре Института геологии КарНЦ РАН (г. Петрозаводск).

В данной работе было определено содержание фосфора, железа и марганца в кристаллах вивианита, которые были отобраны в восьми точках Онежского озера (Рис.1).

Вивианит ($\text{Fe}_3[\text{PO}_4]_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$) – минерал, образующийся при экзогенных процессах, в условиях восстановительной среды. Данный минерал имеет моноклинную сингонию, стеклянный блеск, весьма совершенную спайность. Твердость 1,5–2. Удельный вес 2,95. [2]. Вивианит образуется в результате жизнедеятельности микроорганизмов, в процессе восстановления трехвалентного железа. [3].

Анализ химического состава кристаллов вивианита показал высокий процент содержания марганца в точке P2, которая расположена в Петрозаводской губе, в непосредственной близости от города Петрозаводска. Опираясь на этот факт, можно предположить, что кристаллы вивианита в процессе своего формирования испытывали антропогенную нагрузку. И в данном случае марганец, который по своей природе может замещать железо, имеет техногенное происхождение. Для сравнения, обратимся к данным, полученным из точки L2, которая находится вдали от каких-либо крупных населенных пунктов. Химический анализ кристаллов вивианита из данной пробы показал очень низкий процент содержания марганца (табл. 1). Также стоит обратить внимание на высокий процент содержания марганца в кристаллах вивианита из точки В1 (залив Большое Онего). Эта точка изолирована от непосредственных источников антропогенной нагрузки. Высокие концентрации марганца в данном заливе связаны с его природным происхождением [1].

Помимо различия химического состава кристаллов вивианита в точках P2 и L2, следует обратить внимание на внешний вид кристаллов – они различны по степени диморфизма (рис. 2).

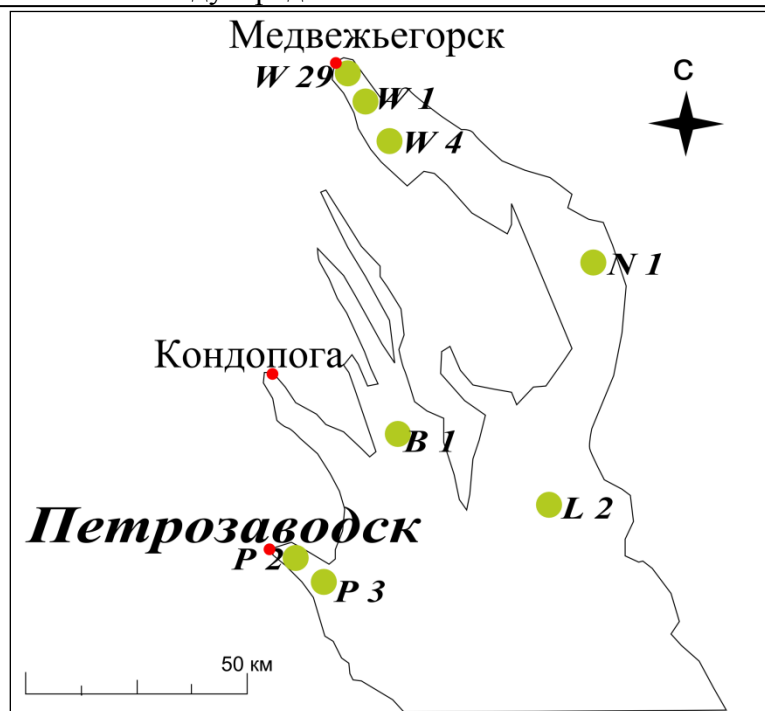


Рис. 1. Район исследования и места отбора проб

Таблица 1

Процентное содержание химических элементов в кристаллах вивианита

№ точки	P, %	Fe, %	Mn, %
P2 (Петрозаводская губа)	10,63±0,32	32,77±0,61	14,64±0,49
	13,45±0,34	30,59±0,59	14,46±0,46
	11,32±0,30	23,0±0,50	11,25±0,39
	16,86±0,31	22,25±0,45	14,00±0,37
L2 (Малое Онего)	14,11±0,35	28,20±0,56	0,89±0,24
	15,00±0,30	27,98±0,47	1,28±0,20
	8,51±0,37	51,04±0,82	1,88±0,41
B1 (Большое Онего)	17,15±0,31	31,49±0,48	14,36±0,38
	17,86±0,31	31,06±0,47	14,35±0,38
	16,01±0,36	32,73±0,57	13,88±0,45

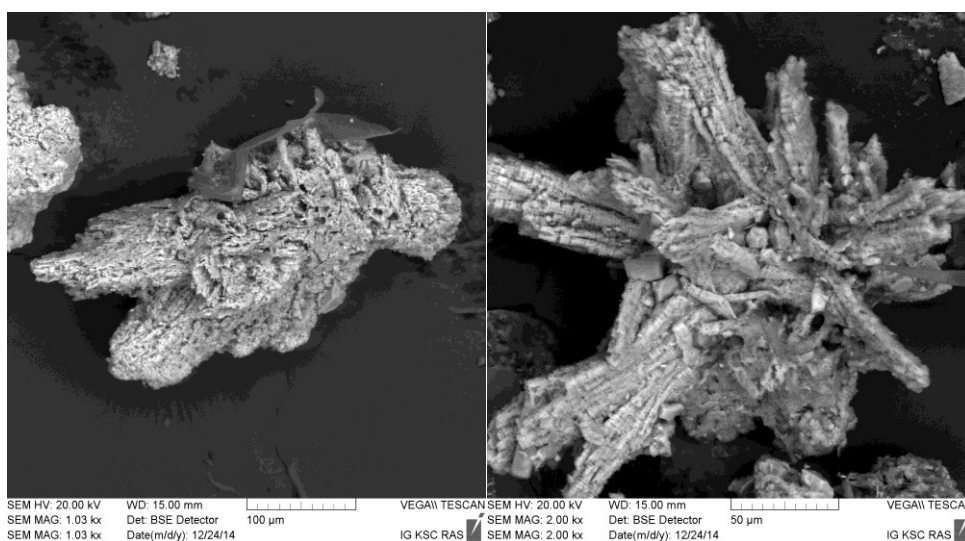


Рисунок 2. Кристаллы вивианита из точки P2 и L2

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

Данное исследование позволяет предположить использование кристаллов вивианита в качестве минерального индикатора загрязненности окружающей среды.

Литература

1. Атлас Онежского озера / Под ред. Н.Н. Филатова. Петрозаводск, 2010. 151 с.
2. Бетехтин А. Г. Курс минералогии. М., 1956. 558 с.
3. Шерышева Н. Г., Моров В. П. Динамика образования вивианита в накопительных культурах метанотрофных и водородокисляющих бактерий в процессе анаэробного Fe(III) восстановления // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2012. № 3. С. 16-24.

З.И. Слуковский, Л.С. Скамницкая, Т.П. Бубнова
ВЫВЕТРИВАНИЕ ПЕРВИЧНЫХ МИНЕРАЛОВ КАК ФАКТОР
ЗАГРЯЗНЕНИЯ ГИДРОЭКОСИСТЕМЫ НА ПРИМЕРЕ ДОННЫХ
ОТЛОЖЕНИЯХ ГОРОДСКОЙ РЕКИ

Z.I. Slukovsky, L.S. Skamnitskaya, T.P. Bubnova
WEATHERING OF PRIMARY MINERALS IN THE SEDIMENTS OF
URBAN RIVER AS A FACTOR OF ECOSYSTEM STREAM
CONTAMINATION

Институт геологии Карельского научного центра РАН, 185910 Республика Карелия, г. Петрозаводск, ул. Пушкинская, 11; тел.: 8-814-2-78-34-71. E-mail: slukovsky87@gmail.com

Аннотация. Анализ минерального и химического состава донных отложений малых рек г. Петрозаводска показал, что важным фактором формирования современных осадков являются процессы механического и химического выветривания. Значительную роль в обогащении донных отложений тяжелыми металлами играют именно вышеуказанные процессы, что было подтверждено модельным экспериментом по изучению микроэлементного состава водного раствора, полученного при выщелачивании в дистиллированной воде основных породообразующих минералов (кварца, микроклина и мусковита).

Abstract. The analysis of the mineral and chemical composition of bottom sediments of Petrozavodsk's small rivers showed that an important factor in the formation of modern sediments are mechanical and chemical weathering. Various trace elements, including heavy metals, may enter the aquatic environment as a result of the destruction of the primary minerals of bottom sediments. However, the main factor accumulation of heavy metals in sediments of rivers of Petrozavodsk is a man-made impact on aquatic ecosystems.

В зоне интенсивного антропогенного воздействия природные биогеоценозы подвержены трансформации на всех уровнях, в том числе – на минеральном и химическом. Реки города Петрозаводска являются хорошими объектами для натурных исследований воздействия агрессивной урбанизированной среды на уязвимые к техногенному загрязнению водные объекты. В первую очередь это обусловлено их географическим положением: зона верхнего и среднего течения рек Лососинки и Неглинки расположена в условно-фоновом лесном районе, зона нижнего течения – полностью в центральной части города Петрозаводска (рис. 1). Донные отложения, неотъемлемая составляющая любого водоема/водотока, служат надежными маркерами антропогенного воздействия на гидроэкосистему. Кроме того, анализ их вещественного состава позволяет оценить природную (в первую очередь – геологическую) составляющую указанного процесса, учитывая как гидрологические, так и геохимические особенности выбранного объекта.



Рис. 1. Карта-схема района исследований (звездочки – места отбора проб)

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

В минеральном составе речных осадков петрозаводских водотоков, определенном при помощи *рентгеновского дифрактометра* ARL X'tra, установлено присутствие кварца, альбита, микролина, актинолита, мусковита, диопсида, авгита, хлорита, тремолита и ричтерита. Интересно, что пробы донных отложений обеих петрозаводских рек на условно-фоновых территориях имеют более бедный минеральный состав по сравнению с осадками городских частей водотоков. Данный факт связан, прежде всего, с тем, что на урбанизированной территории исходные «коренные» грунты, размытые рекой, обогащаются минеральным веществом посредством поверхностного стока с почвенного покрова города благодаря постоянным эрозионным процессам.

Отмечено, что содержание того или иного минерала (в частности, кварца и альбита) в исследованных пробах варьирует в зависимости от гранулометрического состава донных отложений. Так, больше кварца содержится в грубых песчаных фракциях донных отложений относительно содержания этого минерала в глинисто-алеврито-песчаной фракции. С другой стороны, содержание альбита, наоборот, выше в тонкой фракции донных осадков, чем в грубой фракции. Мусковит встречается в основном во фракциях 0.1-0.25 мм и >0.25 мм, а актинолит, диопсид и авгит – во фракции <0.1 мм, что соответствует представлениям об очередности выветривания минералов, горных пород и почвенных образований [1].

Формирование химического состава донных отложений рек г. Петрозаводска, определенного при помощи *рентгенофлуоресцентного спектрометра* ARL ADVANT'X, происходит под влиянием, главным образом, геологических факторов – процессов физического и химического выветривания. Анализ факторной модели (рис. 2) петрохимических особенностей донных отложений фракции <0.1 мм рек Лососинки и Неглинки выявил, что главный фактор (Ф-1), на долю которого приходится 54.3 % от величины общей дисперсии исходных данных, связан с гранулометрическим составом донных отложений. Это отражается на высоких значимых коэффициентах корреляции окислов Si (-0.96), Fe (0.94), P (0.91), Mg (0.85), Mn (0.65) и потерь при прокаливании (0.86) с первым фактором. Тесная связь всех элементов Ф-1 со значениями гидролизатного модуля ГМ и модуля зрелости осадочных образований МЗО, которые характеризуют интенсивность выветривания изучаемых пород, – лучшее подтверждение указанному выше тезису о формировании речных отложений г. Петрозаводска. Во второй по значимости фактор (24.0 %), объединяющий оксиды Ti, Ca, Al и K, вероятнее всего, связан со спецификой ореолов рассеивания указанных элементов и составом первичных минералов (мусковита и калиевых полевых шпатов).

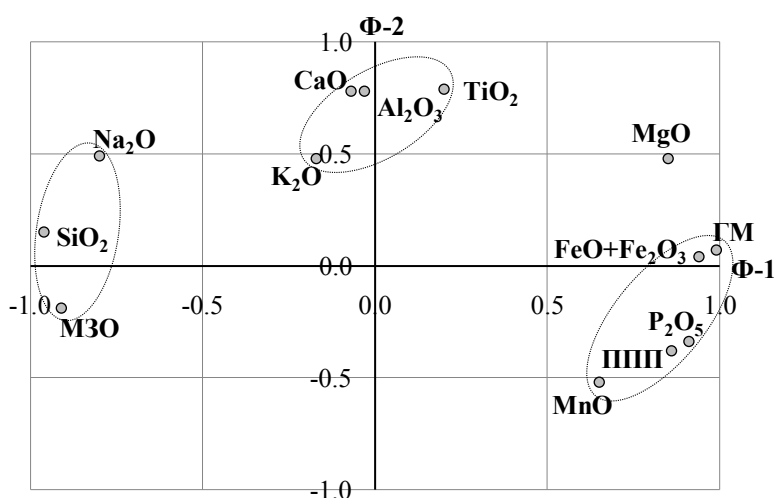


Рис. 2. Факторная диаграмма петрохимических особенностей донных отложений рек г. Петрозаводска

В результате действия водного потока, соударения минеральных частиц друг с другом и других процессов первичные образования разрушаются, высвобождая различные микроэлементы (в том числе – тяжелые металлы), входящие в их состав. Модельный эксперимент по экстрагированию различных микроэлементов из породообразующих минералов лежалых отвалов рудников ГОК «Карелслюда» в водную вытяжку установил, что наибольшее содержание тяжелых металлов (всех, кроме Co) поступает в результате выщелачивания кварцевой крошки, наименьшее – в результате выщелачивания микроклина (табл. 1).

Таблица 1

Содержание тяжелых металлов в водных вытяжках и воде рек г. Петрозаводска, мкг/л (ppb)

	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
водные вытяжки							
мусковит	116.2	3.1	8.3	33.6	404.7	0.16	46.5
микроклин	34.3	0.3	2.2	26.3	322.1	0.06	11.9
кварц	208.3	2.5	14.2	228.9	1752.8	5.81	51.5
реки города Петрозаводска (осень 2013 г.)							
р. Неглинка	123.4	0.7	2.1	3.9	9.8	0.06	0.6
р. Лососинка	69.0	0.2	0.9	2.1	3.0	0.03	0.2
ПДК _{рбхз}	100.0	100.0	100.0	1000.0	1000.0	1.00	30.0

Содержание тяжелых металлов в водных вытяжках кварца заметно превышает концентрации этих элементов в воде рек г. Петрозаводска, особенно в воде р. Лососинки, которая считается менее загрязненной по сравнению с р. Неглинкой [2]. Аналогичная ситуация наблюдается при изучении вытяжек из мусковита, исключение – Mn, концентрация которого в воде р. Неглинки выше содержания этого элемента в указанной водной вытяжке. В водной вытяжке из микроклина наблюдается превышение концентраций тяжелых металлов над речными водами г. Петрозаводска лишь по Ni, Cu, Zn и Pb. Установлено также, что концентрации Mn, Zn, Cu и Pb в водных вытяжках из кварцевой крошки и концентрации Mn и Pb в водных вытяжках из мусковита превышают предельно-допустимые содержания этих тяжелых металлов для воды водных объектов рыбохозяйственного значения (рис. 3).

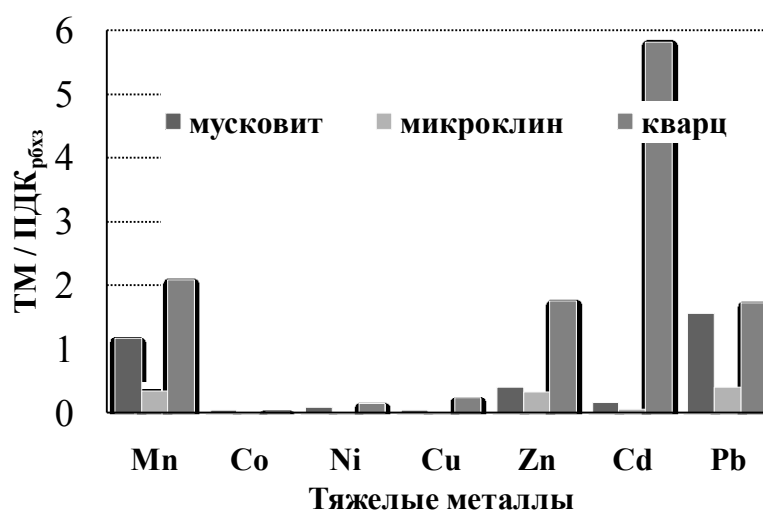


Рис. 3. Содержание тяжелых металлов в водных вытяжках из различных минералов горнорудных отвалов относительно норм для рыбохозяйственных водоемов

Учитывая, что общее содержание кварца в донных отложениях городских участков рек г. Петрозаводска достигает 59% – для р. Лососинки и 46% – для р. Неглинки, а мусковита 9% и 4%, соответственно, то необходимо принимать во внимание фактор

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

выветривания первичных минералов при исследовании химического загрязнения указанных урбанизированных водотоков. Содержание тяжелых металлов в донных осадках петрозаводских рек, определенное *масс-спектральным методом* на приборе XSeries-2 ICP-MS, превышает значения геохимического фона по этим элементам для исследованной территории (табл. 2). Наибольшие превышения отмечены для концентраций Mn, Co и Zn в изученных донных отложениях.

Таблица 2

Содержание тяжелых металлов в донных отложениях рек г. Петрозаводска, мг/кг (ppm)

Элементы	Me	S _{Me}	x _{Max}	x _{Min}	фон [3]
Mn	1601	859	6575	631	399
Co	16.1	5.3	28.1	7.5	7.1
Ni	27.9	7.4	43.2	13.3	19.4
Cu	57.0	34.2	178.2	12.4	31.5
Zn	133.8	69.5	354.4	43.2	82.1
Pb	25.8	12.2	101.4	10.6	20.6

Примечание. Me – медиана, S_{Me} – стандартное отклонение медианы, x_{Max} и x_{Min} – максимальное и минимальное значения в выборке, фон – условно-фоновые концентрации элементов для территории г. Петрозаводска

Основным и главенствующим фактором активного поступления в донные отложения рек города Петрозаводска тяжелых металлов является влияние техногенеза [4], в том числе техногенеза прошлого, когда в центре Петрозаводска функционировал Онежский тракторный завод. Значительное число загрязнителей попадает в речные осадки в результате размывания почвенного покрова, в котором эти опасные вещества накапливаются вследствие загрязнения атмосферного воздуха [5]. При этом тонкие и тонкодисперсные частички разрушенных первичных минералов наряду с органическим веществом и железомарганцевыми образованиями служат хорошими сорбентами ионов тяжелых металлов, поступающих в городские водотоки с техногенно нарушенной территории.

Литература

1. Рухин Л.Б. Основы литологии. Учение об осадочных породах. Изд. 3-е. Л., Недра. 1969. 704 с.
2. Комулайнен С.Ф., Морозов А.К. Изменение структуры фитоперифитона в малых реках урбанизированных территорий // Водные ресурсы. 2007. Т. 34. № 3. С. 356–363.
3. Климатические и геохимические аспекты формирования экологических рисков в Республике Карелия / Д. С. Рыбаков и др. СПб.: Изд-во ООО «ЭлекСис». 2013. 130 с.
4. Слуковский З.И., Бубнова Т.П. Химический состав фракции <0,1 мм отложений реки Неглинка – индикатор загрязнения городского водотока // Ученые записки Петрозаводского государственного университета. 2013. № 4. С. 50–56.
5. Крутских Н.В., Косинова И.И. Методика оценки трансформации природной среды по результатам эколого-геохимических исследований (на примере г. Петрозаводск) // Вестник ВГУ. Серия: Геология. 2014. № 3. С. 95–97.

И.Н. Лиходумова¹, Н.С. Саликова²
К ВОПРОСУ О РАДИОАКТИВНОСТИ ПОДЗЕМНЫХ ВОД СЕВЕРО-
КАЗАХСТАНСКОЙ ОБЛАСТИ

I.N. Likhodumova, N.S. Salikova
ON RADIOACTIVITY OF GROUNDWATERS OF THE NORTH
KAZAKHSTAN REGION

¹Челябинский государственный педагогический университет, 454074,
г. Челябинск, ул. Бажова, 48. Тел. 8(351)210-54-05. E-mail: lichodumov@mail.ru

²Северо-Казахстанский государственный университет им. М. Козыбаева
150000, Республика Казахстан, г. Петропавловск, ул. Пушкина 86,
Тел.: 8(7152)46-15-85; факс: 46-15-85. E-mail: natsal66@mail.ru

Аннотация. Представлены результаты исследования подземных вод Северо-Казахстанской области по содержанию основных радионуклидов, выявлены факторы, определяющие повышенную радиоактивность вод.

Abstract. The results of the study of underground water of the North Kazakhstan region on the main content of radionuclides are presented. The factors that determine the increased radioactivity of water are identified.

Всестороннее изучение и анализ экологической ситуации на территории Северо-Казахстанской области (СКО) и изучение возможных причин высокой заболеваемости и смертности населения региона невозможен без исследования радиационного фактора. В связи с этим особый интерес представляет изучение содержания и механизмов поступления радионуклидов в различные природные компоненты и среды. Вклад природных источников ионизирующего излучения в суммарные дозы облучения людей в большинстве случаев является основным [1]. В связи с этим возникает необходимость изучения содержания естественных радионуклидов в природных средах и, в частности, в подземных водах, используемых в качестве питьевых. Одним из таких показателей качества является содержание (удельная активность) радионуклидов (РН).

С целью установления соответствия качества питьевых подземных вод действующим стандартам в области радиационной безопасности нами были изучены экспериментальные данные лаборатории радиологического контроля и экспертизы Центра санитарно-эпидемиологической экспертизы (ЦСЭЭ) СКО за период с 2008 г по 2012 г. Всего за этот период было исследовано 726 проб подземной воды по содержанию ²³⁸U, ²³²Th, ²²⁶Ra, ²¹⁰Pb, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²²²Rn. Отбор проб воды производили в соответствии с требованиями санитарно-эпидемиологических правил и норм «Санитарно-эпидемиологические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения», утвержденных приказом и.о. министра здравоохранения Республики Казахстан от 28 июня 2004 года № 506. Все измерения проведены согласно методикам, входящих в реестр ГСИ РК, последнее издание представлено в [2].

Проведенные исследования показали, что подземные воды СКО, отличаются разнообразием химического состава и содержанием радиоактивных элементов, что обусловлено расположением территории области на границе северной части Казахского мелкосопочника и южной части Западно-Сибирской равнины [3]. Радионуклидный состав природных вод СКО изменяется в широком диапазоне (табл. 1).

Установлено отсутствие влияния искусственной радиоактивности на формирование радиоактивного фона подземных вод СКО. Техногенные радионуклиды обнаруживаются в единичных пробах и не превышают 0,05УВ для ¹³⁷Cs и 0,02УВ для ⁹⁰Sr. Наблюдается превышение уровней вмешательства по содержанию ²³⁸U (Айыртауский и Уалихановский районы), по содержанию ²²⁶Ra (Есильский и Тимярязевский районы), по содержанию ²²²Rn (районы: Айыртауский, Акжарский, Есильский, Г.Мусрепова, Шал акына).

Таблица 1

Удельная активность радионуклидов в подземных водах, Бк/кг

Административный район СКО	²³⁸ U	²³² Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²²² Rn
Уровень вмешательства, УВ	3	0.6	0.49	0.2	11	4.9	60
Айыртауский	0.2-10.4	0.01-0.16	0.006-0.38	0.018-0.14	0.07-0.53	0.01-0.04	4-1073
Акжарский	0.3	0.009	-	-	-	-	3-303
Аккайынский	0.4-2.19	0.01-0.08	0.04-0.19	0.01-0.04	0.007-0.04	0.007-0.09	3-58
Г.Мусрепова	0.01-2.92	0.005-0.014	0.008-0.13	0.025-0.1	-	0.03	3-333
Есильский	0.007-2.6	0.002-0.08	0.008-1.98	0.004-0.07	-	-	2-2795
Жамбылский	0.59-0.88	0.03-0.12	0.027-0.04	0.038	-	-	4-20
Кызылжарский	0.18-3	0.01-0.03	0.018-0.13	0.003-0.04	-	-	3-22
Мамлютский	0.95-2.65	0.02-0.07	0.03-0.05	0.013-0.06			3-31
М.Жумабаева	0.1-1.7	0.01-0.023	0.014-0.2	0.01-0.05	-	-	4-31
Тайыншинский	0.1-1.54	0.004-0.05	0.05-0.44	0.033-0.2	-	-	3-65
Тимирязевский	0,11-1,3	0.01-0.014	0.04-0.64	0.045-0.056	-	-	8-42
Уалихановский	0.01-5.45	0.01-0.1	0.01-0.34	0.01-0.041	0.01-0.05	0.01-0.05	4-31
Шал акына	0.2-1.13	0.0023-0.018	0.012-0.08	0.02-0.04	-	-	4-136

Примечание: значения удельных активностей представлены в пределах от минимального до максимального за период 2008-2012 гг.

Формирование радионуклидного состава подземных вод исследуемого региона зависит от природных факторов: от типа вод; литологопетрографического состава комплексов горных пород; характера циркуляции подземных вод в зонах интенсивного и затрудненного водообмена; ионно-солевого состава вод; от кислотно-щелочных и окислительно-восстановительных условий.

Основными источниками поступления радионуклидов в подземные воды являются широко развитые на юге области и в приграничных с ней районах кислые магматические породы Кокшетауской глыбы. Особенно высокая обогащённость редкими металлами отличает граниты Золотоношского массива, расположенного на участке сочленения Ишимской дизъюнктивной зоны с Саумалкольским разломом. По этой зоне наряду с калием, кремнием в воду поступали также тантал, олово, бериллий, ниобий, рубидий, цирконий и уран. На этой территории возникли локальные скопления естественных радионуклидов и образовались урановые месторождения, в составе которых урановые минералы представлены уранинитом, коффинитом, браннеритом, настураном [4]. Указанные минералы относятся к соединениям урана 4-х валентной формы, которые считаются малоподвижными [5].

Расположенные в пределах указанных гранитоидных массивов районы Айыртауский, Уалихановский, Шал акына, Есильский характеризуются повышенными значениями радиоактивности подземных вод (рис. 1).

Содержание РН в подземных водах зависит не только от содержания их в горных породах, но и не в малой степени определяется их физико-химическими свойствами, определяющих миграционную способность радионуклида (степенью ионизации, способностью к комплексообразованию, растворимостью образуемых ими соединений, формы нахождения нуклида, сопутствующих ионов) [6-9].



Рисунок 1. Содержание отдельных РН в подземных водах СКО

Так, торий, даже при содержании его в горных породах, превышающих содержание урана, в подземных водах обнаруживаться будет в концентрациях на несколько порядков меньших, чем уран. Из-за склонности к гидролизу и адсорбции на взвешенных частицах и коллоидах значительная часть тория осаждается из водной толщи в виде взвесей и коллоидов, вследствие чего миграционная способность тория мала и в подземных водах изотоп обнаруживается в незначительных количествах. Окислительные условия подземных вод способствуют переходу урана из 4-х валентной малорастворимой формы в 6-валентную миграционно активную, что приводит к обнаружению урана в подземных водах в активностях, превышающих установленные УВ В подземных водах СКО соотношение Th/U имеет значения от 0,001 до 0,07.

Имеют значение кислотно-щелочные условия подземных вод, в кислых водах содержание урана и радия будет существенно выше (на 3 порядка), чем в околонейтральных. Содержание радия и урана также лимитируется концентрациями сульфат-ионов, чем меньше их концентрация по отношению к общей минерализации, тем больше радия и урана будет обнаруживаться в подземных водах. Это подтверждается результатами наших ранее проведенных исследований: соотношение содержания сульфатов к общей минерализации в подземных водах Есильского, Айыртауского, Уалихановского, районов ниже (0,09-0,14), чем данное соотношение в районах Акжарском и Г. Мусрепова (0,2) [10, 11].

По данным работы [12] отношение $^{226}\text{Ra} / ^{238}\text{U}$ является своего рода качественным индикатором миграционной способности радионуклидов в природных водах. В нашем случае соотношение $^{226}\text{Ra} / ^{238}\text{U}$ существенно превышает равновесное и меняется в пределах 0,01-0,8, что свидетельствует о преимущественной миграции радия и возможном комплексообразовании урана с сопутствующими элементами.

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

Как видно из таблицы 1 содержание радионуклидов в исследуемых водных объектах, используемых для питьевого водоснабжения, в большинстве случаев не превышают установленных уровней вмешательства и не превышают установленные требованиями радиационной безопасности величин суммарной альфа- и бета-активности [13]. Исходя из этого можно сделать вывод, что такое содержание радионуклидов не представляет радиационной опасности при потреблении воды в питьевых целях.

Расчет коэффициентов радиационного вмешательства (КРВ) для радионуклидов при их совместном присутствии в питьевых водах показал, что наибольший вклад в суммарную альфа-активность вносят ^{238}U и ^{226}Ra (КРВ = 1,25-0,78).

Расчет эффективной эквивалентной дозы облучения человека от употребления питьевой воды производился по общепринятой методике [14] для населения районов СКО, расположенных в зоне наибольшей концентрации урановорудных пород (Айыртауский, Г. Мусрепова, Есильский, Уалихановский, Тайыншинский). Анализ показал, что индивидуальная годовая доза облучения составила от 0,03 мЗв/год (Айыртауский, Есильский, Тайыншинский районы) до 0,22 мЗв/год (район Г. Мусрепова), что составило 1,5-10% от всех природных источников облучения при суммарной годовой дозе, не превышающей 2 мЗв/год (без учета медицинских источников).

Однако необходимо учитывать и химическую активность радионуклидов, в частности, урана, которая имеет более низкий порог токсичности. Расчет содержания урана в подземных водах, осуществленный на основе соотношения активности и массы радионуклида показал, что общая концентрация урана в исследованных водных объектах составляет от 40 мкг/л до 2 мг/л, что существенно превышает установленный Всемирной Организацией Здравоохранения нормативный уровень, равный 15 мкг/л [15].

Заключение

Таким образом, по результатам анализа экспериментальных и литературных данных можно сделать вывод, что геологические условия формирования подземных вод в местах выхода на земную поверхность кислых магматических пород и глубинных разломов обусловили их повышенную радиоактивность на юге Северо-Казахстанской области. Миграционная способность урана и радия в исследованных водах лимитируется сопутствующими ионами, окислительно-восстановительным потенциалом, определяющим валентность и подвижность ионов.

Установлено, что наибольший вклад в суммарную альфа-активность подземных вод вносят уран-238 и радий-226, не наблюдается техногенного загрязнения природных вод деятельностью урановорудной промышленности.

Большинство проб подземных вод пригодны для питьевого водоснабжения и соответствуют нормам радиационной безопасности, индивидуальная годовая доза облучения населения СКО не превышает 1,5-10% от дозы облучения от всех природных источников. Обнаруженные концентрации радионуклидов превышают допустимые международные уровни содержания токсикантов и вызывают опасения возникновения экологического риска для здоровья населения.

Литература

1. Радиация. Дозы, эффекты, риск. НКДАР ООН. - М.: Мир, 1990. – 79 с.
2. Приложение 6 к Приказу №194 от 08.09.2011 «Об утверждении методических указаний по радиационной гигиене»: «Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды».
3. Панин М.С. Экология Казахстана. – Семипалатинск.: СемГПУ, 2005. – 548 с.
4. Минерально-сырьевые ресурсы Северо-Казахстанской области. Книга 5. – Костанай, 2002. –124 с.
5. Куликов И.С. Изотопы и свойства элементов: Справочник. - М.: Metallurgy, 1990. - 120 с.
6. Campbell M.D., Biddle K.T. Frontier areas and exploration techniques. Frontier uranium

- exploration in the South-Central United States / in: M.D. Campbell (Ed.) // *Geology of Alternate Energy Resources*. Houston Geological Society. – Houston: TX, 1977. – P.3-44.
7. Pugdomenech I. Hydra Medusa Chemical Equilibrium Database and Plotting Software // KTH Royal Institute of Technology: Stockholm Sweden, 2004. – P. 254.
 8. Fjeld R.A., Coates J.T., Elzerman A.W. Column tests to study the transport of plutonium and other radionuclides in sedimentary interbed at INEEL / Final Report Submitted to the Idaho National Engineering and Environmental Laboratory. – Idaho Falls, 2000. – P.104.
 9. Langmuir D. Uranium solution-mineral equilibria at low temperature with applications to sedimentary ore-deposits // *Geochim Cosmochim Acta*. – 1978. – Vol. 42. P. 547-569.
 10. Лиходумова И.Н., Саликова Н.С. Особенности формирования элементного состава подземных вод Кокшетауского гидрогеологического района в пределах Северо-Казахстанской области // Матер. 8 биогеохимической школы «Биогеохимия и биохимия в условиях техногенеза биосферы». - Гродно-Москва, 2013. – С. 125-129.
 11. Лиходумова И.Н., Саликова Н.С. Влияние природных и антропогенных факторов на качество поверхностных вод Северо-Казахстанской области // *Вода: химия и экология*. - №5. – 2015. – С. 9-14.
 12. Чалов П.И. Изотопное фракционирование природного урана. – Фрунзе: Илим, 1975. – 236 с.
 13. Постановление Правительства Республики Казахстан от 3 февраля 2012 года №201 «Об утверждении гигиенических нормативов «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности».
 14. Приложение 1 к Приказу №194 от 08.09.2011 «Об утверждении методических указаний по радиационной гигиене»: Определение эффективной дозы ионизирующего излучения на персонал и население».
 15. Баженов В.А., Булдаков Л.А., Василенко И.Я. и др. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества: справочник /Под. ред. Л.А. Ильина, В.А.Филова и др. - Л.: Химия, 1990.- 464 с.

Ш.Б. Жакупова, В.В. Колбин, К.Т. Бигазинова, А.К. Жармухамбетова
ЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ СОЛЕВЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ПИТЬЕВЫХ ВОД
ВОСТОЧНО-КАЗАХСТАНСКОЙ ОБЛАСТИ

Sh.B. Zhakupova, V.V. Kolbin, K.T. Bigazinova, A.K. Zharmukhambetova
THE ELEMENTAL COMPOSITION OF SCALE IN DRINKING WATER
FROM EAST KAZAKHSTAN OBLAST'

Научно-исследовательский институт радиационной медицины и экологии,
1071407 Казахстан, г. Семей, ул. Гагарина 258. E-mail: zh.sholpan.88@mail.ru

Аннотация. Представлены результаты исследования солевых образований (накипи) питьевых вод на территориях, подвергшихся воздействию ионизирующего излучения вследствие испытаний на Семипалатинском полигоне. Исследуемые пункты характеризуются своим спектром накопления элементов. Выявлено, что техногенно-напряженные участки выделяются по индикаторным показателям содержания элементов, наиболее ярким из которых являются U и Sr в составе накипи в с. Новопокровка в максимальной зоне влияния Семипалатинского ядерного полигона. Выявлены корреляционные связи содержания химических элементов в пробах накипи и в составе волос детей, проживающих в этих населенных пунктах, что позволяет выделить питьевую воду как потенциальный источник поступления элементов.

Abstract. The results of the study of salt formations (scale) in drinking water from the areas exposed to ionizing radiation as a result of tests at the Semipalatinsk test site are presented. Each studied settlement is characterized by its own spectrum of elements accumulation. It was found that U and Sr in the scale of water from Novopokrovka village situated in the zone of maximum influence of the Semipalatinsk nuclear test site were the best indicators of the most anthropogenous areas. Correlation between chemical elements in samples of scale and hair of children living in these settlements is evidence of acting drinking water as a potential source of the elements supply.

Одна из главных экологических проблем человечества – качество питьевой воды, которое напрямую связано с состоянием здоровья населения. В докладе Всемирной организации здравоохранения говорилось, что «более миллиарда человек по всему миру пьют загрязнённую воду, а около 3,4 миллиона жителей нашей планеты, главным образом детей, умирают ежегодно от заболеваний, связанных с некачественной питьевой водой» [1].

Солевые отложения (накипь) является многолетней депонирующей средой и отражает долговременную картину химического состава питьевых вод [2]. Накипь это специфический сухой остаток, получаемый при выпаривании водных проб, отражающий химический состав питьевых вод, которыми пользуется конкретная семья. Исследование химического состава накипи может быть источником информации по хроническому долговременному поступлению химических элементов в организм человека [3]. Повышенное содержание элементов в накипи не всегда подтверждается данными элементного состава, что говорит о депонирующей особенности накипи, способной дать информацию о долговременном накоплении химических элементов [3].

Стандартов по отбору проб накипи не существует, поэтому отбор проводился согласно патенту [4]. Химический состав накипи был определен инструментальным нейтронно-активационным анализом в лаборатории ядерно-геохимических методов исследования кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета.

Для исследования были выбраны населенные пункты Восточно-Казахстанской области: село Новопокровка Бородулихинского района (бывший Жанасемейский район), который относится к зоне максимального радиационного риска, село Зенковка Бородулихинского района – относится к зоне повышенного радиационного риска, село Кокпекты Кокпектинского района – относится к зоне минимального радиационного риска (контрольная территория). В каждом населенном пункте было отобрано по 10 проб накипи. Солевые отложения были отобраны из посуды жителей с индивидуальным водоснабжением с глубиной до 30 м.

IX Международная биогеохимическая школа

Цель исследования – установление специфики эколого-геохимической ситуации на территориях, подвергшихся воздействию ионизирующего излучения вследствие испытания на Семипалатинском ядерном полигоне.

Среднее содержание элементов в накипи питьевых вод исследуемых населенных пунктов приведено в таблице 1.

Таблица 1

Среднее содержание химических элементов в солевых отложениях Восточно-Казахстанской области, мг/кг

Элемент	Новопокровка			Зенковка			Кокпекты			Среднее
	Mean	Min	Max	Mean	Min	Max	Mean	Min	Max	
Na	1,391	0,360	3,2	1,827	0,06	4,02	2,049	0,34	3,37	1,735
Ca	2279,7	1951,0	2633,0	1908,6	18,0	3142,0	2789,875	2030	3224	2292,929
Sc	0,072	0,031	0,196	0,223	0,0163	0,683	0,065	0,038	0,195	0,124
Cr	20,352	7,590	39,630	31,766	0,40	116,2	1,785	0,400	10,990	19,124
Fe	24,330	0,700	114,0	151,64	5,40	686,7	7,025	0,200	8,000	64,854
Co	6,991	0,750	27,88	68,714	0,140	242,0	10,781	0,020	80,540	30,118
Zn	1625,0	161,0	2897,0	2445,2	45,0	9133,1	1255,33	15,600	2470,0	1812,311
As	10,329	4,310	13,650	21,021	0,30	36,85	1,153	0,320	2,700	11,526
Br	5,071	0,780	8,450	5,979	2,420	11,47	5,336	4,630	6,190	5,471
Rb	0,476	0,097	0,978	1,945	0,219	8,80	1,026	0,031	2,334	1,157
Sr	4920,89	3842,4	6025,5	903,67	47,30	1476,2	2587,61	458,6	4311,3	2819,518
Sb	0,108	0,070	0,274	1,356	0,070	5,211	0,070	0,070	0,070	0,543
Cs	0,004	0,000	0,008	0,040	0,0025	0,103	0,004	0,001	0,012	0,017
Ba	139,23	64,700	241,2	168,74	7,50	639,8	155,90	111,4	316,0	154,532
La	0,191	0,064	0,444	0,945	0,10	2,879	0,404	0,010	2,152	0,521
Ce	0,464	0,033	0,948	1,231	0,08	4,28	0,703	0,419	1,442	0,806
Nd	2,746	1,520	4,730	2,012	0,200	4,450	3,723	2,870	4,620	2,763
Sm	0,044	0,001	0,158	0,130	0,009	0,694	0,106	0,009	0,546	0,093
Eu	0,009	0,005	0,032	0,014	0,005	0,041	0,007	0,001	0,022	0,010
Hf	0,041	0,003	0,147	0,139	0,0294	0,518	0,024	0,007	0,036	0,071
Ta	0,031	0,010	0,133	0,123	0,010	0,620	0,021	0,007	0,051	0,061
Au	0,006	0,001	0,016	0,011	0,001	0,049	0,007	0,002	0,020	0,008
Th	0,030	0,005	0,093	0,198	0,010	0,519	0,018	0,001	0,059	0,087
U	27,895	15,236	45,742	12,736	0,1158	24,69	25,074	20,144	30,642	21,675
Ag	0,371	0,300	1,007	0,272	0,055	0,30	0,346	0,300	0,670	0,329
Tb	0,010	0,002	0,016	0,044	0,004	0,267	0,019	0,009	0,061	0,025
Yb	0,015	0,009	0,045	0,066	0,006	0,221	0,012	0,006	0,018	0,032
Lu	0,067	0,041	0,086	0,023	0,0014	0,104	0,079	0,035	0,130	0,055

Анализ таблицы указывает на широкий интервал разброса значений содержания элементов. Такая большая вариация может быть объяснена разным химическим составом водоносных горизонтов, из которых осуществляется водоснабжение, и факторами, оказывающими воздействие на формирование химического состава вод. Питание подземных вод исследуемых территорий осуществляется преимущественно за счет атмосферных осадков. Водоносные горизонты слабо защищены от проникновения антропогенных загрязняющих веществ с поверхности. Проходя через почву, они ещё обогащаются элементами из почвенных растворов. Почвенные растворы являются накопителями разнообразных микроэлементов, которые переносятся вглубь водами.

Для накипи с. Новопокровка максимальный разброс наблюдается для Fe (от 0,7 мг/кг до 114,0 мг/кг) и Sm (от 0,001 мг/кг до 0,158 мг/кг). Содержание большинства элементов в солевых отложениях из вод с. Зенковка очень широко варьирует. Максимальная разница отмечается для Co в 1729 раз, где минимальное содержание составляет 0,14 мг/кг, максимальное – 242,0 мг/кг. По ряду элементов также наблюдается неоднородность распределения химических элементов до 100-300 раз (Cr, U, Ca, Zn, Fe). В накипи с. Кокпекты содержание большинства элементов сопоставимы, за исключением Co, La, Zn.

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

Концентрация Co варьирует от 0,02 мг/кг, до 80,54 мг/кг, La – от 0,01 мг/кг до 2,2 мг/кг, Zn – от 15,6 мг/кг до 2470,0 мг/кг.

Солевые отложения из вод с. Новопокровка характеризуются высокими концентрациями Sr (4920 мг/кг), Ca (2279,7 мг/кг) и Zn (1625,0 мг/кг). Максимальные концентрации в накипи с. Зенковка отмечаются для Zn (2445,2 мг/кг), Ca (1908,6 мг/кг), Sr (903,7 мг/кг). В накипи с. Кокпекты также преобладают эти элементы, однако максимальная концентрация выявлена для Ca (2789,9 мг/кг), далее следует Sr (2587,6 мг/кг) и Zn (1255,3 мг/кг).

Индивидуальную геохимическую специфику населенных пунктов можно проследить и по коэффициентам концентрации элементов в накипи относительно среднего уровня по 3 населенным пунктам (рисунок 1). Наблюдаются некоторые региональные различия элементного состава накипи.

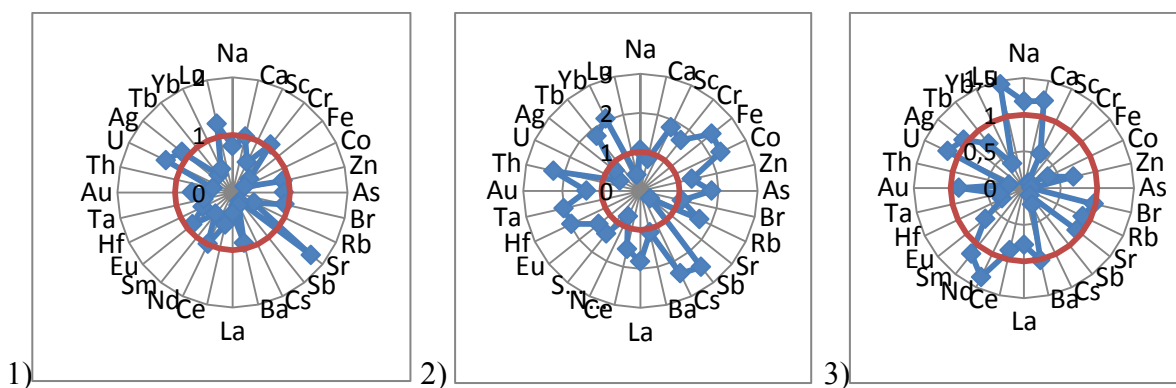


Рис. 1. Коэффициент концентрации относительно среднее по 3 населенным пунктам: 1) с. Новопокровка, 2) с. Зенковка, 3) с. Кокпекты

Село Новопокровка отличается накоплением Sr и U в накипи, коэффициент концентрации относительно среднего по 3 населенным пунктам составляет 1,7 и 1,3 соответственно. Этот факт подтверждает техногенную специфику содержания U и Sr в составе накипи данного населенного пункта. В пробах солевых отложениях с. Зенковка по большинству изученных элементов наблюдается превышением над средним по 3 населенным пунктам. Более чем в 2 раза отмечено превышение Sb, Cs, Fe, Th, Co, Yb и Ta. От 1,5 до 2 раз превышают средние значения по трем населенным пунктам такие редкоземельные элементы, как La, Sc, Tb, Ce, Sm и тяжелые металлы как Hf, As, Rb и Cr. Высокое содержание редкоземельных элементов в накипи с. Зенковка скорее всего свидетельствует о насыщении подземных вод данными элементами из магматических горных пород. Анализ распределения элементов в накипи с. Кокпекты показал, что для данного населенного пункта свойственно повышенное накопление Nd в 1,5 раза, чем средне по 3 населенным пунктам, Lu – в 1,4 раза.

Сравнение содержания элементов в накипи исследуемых населенных пунктов и накипи Томской области [5] свидетельствует о повышенном содержании U (в 11 раз) в накипи Восточно-Казахстанской области (рис. 2). Также свойственно повышенное содержание Lu (коэффициент концентрации 5,5), As (4,3), Sr (3,1), Br (2,9). Также проведено сравнение с солевыми отложениями с. Муслюмово Челябинской области, расположенный на р. Теча, подвергшийся влиянию деятельности ПО «Маяк» [6]. Выявлено превышение по Sr в 94 раза, по Ba – в 16 раз, Co – в 12,9 раз.

Выявлены корреляционные связи содержания химических элементов в пробах накипи и в составе волос детей, проживающих в этих населенных пунктах, что позволяет выделить питьевую воду как потенциальный источник поступления элементов. В связи с тем, что в накипи питьевых вод наблюдается значительное увеличение содержания химических элементов, что свидетельствует о возрастании суммарной нагрузки на организм жителей сел Новопокровка, Зенковка и Кокпекты, следует максимально использовать воду,

прошедшую специальную водоподготовку и стремиться к замене индивидуального водоснабжения на централизованное. Элементный состав накипи возможно использовать в качестве индикатора наличия природных аномалий и выявления фактора техногенеза, выявляемых при сопоставлении данных по разным водоносным горизонтам.

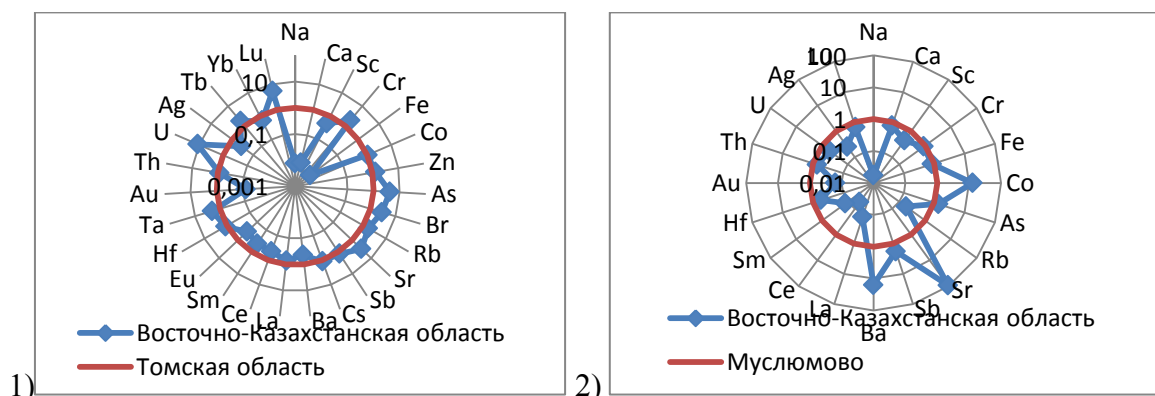


Рис. 2. Коэффициент концентрации относительно 1) Томской области, 2) с. Муслюмово, Челябинская область

Литература

1. Разумов Б.Г. Что мы пьем? // Экология и жизнь, 1999. – №3. – С.48-52.
2. Язиков Е.Г., Барановская Н.В., Рихванов Л.П. Использование солевых образований (накипи) для целей геохимического районирования территорий // Современные проблемы геохимии, геологии и поисков месторождений полезных ископаемых Матер. Междун. научной конф., посвященная столетию со дня рождения акад. К.И. Лукашева, 14–16 марта 2007 г. – Минск, Беларусь, 2007. – С. 252 – 254.
3. Соктов Б.Р. Минералогические особенности солевых отложений питьевых вод и их природных аналогов // Проблемы геологии и освоения недр: Труды XVIII Международного симпозиума имени академика М.А. Усова студентов и молодых ученых. Том I; Томский политехнический университет. – Томск: Изд-во ТПУ, 2014. – С. 753-754
4. Способ определения участков загрязнения ураном окружающей среды: пат. 2298212 РФ № 2005120840; заявл. 04.07.05; опубл. 27.04.07, Бюл. № 12. – 6 с.
5. Монголина Т.А., Барановская Н.В., Соктоев Б.Р. Элементный состав солевых отложений питьевых вод Томской области // Известия Томского политехнического университета. 2011. Т. 319. №1.
6. Язиков Е.Г., Рихванов Л.П., Барановская Н.В. Индикаторная роль солевых образований в воде при геохимическом мониторинге // Известия Высших учебных заведений. Геология и разведка, 2004. № 1. С.67-69.

Д.А. Аллаяров, Н.Н. Лебедева, Т.А. Кремлева
КОЛИЧЕСТВЕННАЯ ОЦЕНКА ПАРАМЕТРОВ СОРБЦИИ ИОНОВ
МЕДИ ДОННЫМИ ОТЛОЖЕНИЯМИ

D.A. Allayarov, N.N. Lebedeva, T.A. Kremleva
QUANTITATIVE ESTIMATION OF THE SORPTION PARAMETERS OF
COPPER SEDIMENTS

ФГБОУ ВПО Тюменский государственный университет,
625003, г. Тюмень, ул. Семакова, 10, Тел. +7 (3452) 46-40-61, E-mail: rector@utmn.ru

Аннотация. В работе проведено определение констант адсорбционного взаимодействия ионов меди с донными отложениями K и величины предельной сорбции G_{∞} . Для расчета параметров сорбции использовали уравнения Лэнгмюра. Полученные в работе значения констант K изменяется в интервале 0,03-1,3, значение G_{∞} - в интервале от 1,9 до 8,4 мкмоль/ г. Значение величины предельной сорбции коррелирует с площадью поверхности донных отложений.

Abstract. In the paper, the experiments for determination of the adsorption interaction constants of copper ions with bottom sediments and values of limiting sorption G_{∞} are carried out. Langmuir equation was used to estimate the parameters of sorption. Values of the constants K varies in the range 0.03-1.3, values of G_{∞} in the range of 1.9 to 8.4 mmol/g. The value of limiting sorption is correlated with obtained in previous experiments surface area of the bottom sediments.

Донные отложения (ДО) играют ведущую роль во внутриводоемных процессах и формировании химического состава вод. В связи с этим актуальной задачей является изучение роли донных отложений в процессах самоочищения за счет осаждения и сорбции загрязняющих веществ. Количественная оценка сорбционной способности позволяет прогнозировать поведение донных отложений при контакте с водами, содержащими тяжелые металлы, с целью контроля качества воды, разработки мероприятий по снижению загрязнения природных вод [1].

В рамках наших предыдущих исследований [2] были определены значения удельной площади и гранулометрического состава проб донных отложений, отобранных в малых озерах Тюменской области. Следующим этапом исследования является количественная оценка сорбционной способности донных отложений озер, а также оценка корреляции с полученными данными о поверхности образцов.

Площадь удельной поверхности является одним из основных факторов, влияющих на накопление микроэлементов в донных отложениях. Это объясняется различными механизмами, при помощи которых донные отложения способны аккумулировать, концентрировать и удерживать микроэлементы. Эти механизмы относятся к категории поверхностных реакций, главное отличие которых заключается в том, что материалы с большой площадью поверхности являются основными "местами" для транспорта и аккумуляции микроэлементов. Основным механизмом аккумуляции элементов на поверхностях является адсорбция. Этот процесс влечет за собой увеличение концентрации атомов, ионов или молекул на поверхности других веществ. Материалы с большой площадью поверхности являются хорошими адсорбентами [3].

В качестве объектов исследования были взяты 5 образцов донных отложений озер Западной Сибири, отобранные экспедициями Тюменского государственного университета в 2011 году. Все озера находятся вдали от источников потенциального антропогенного загрязнения. В составе донных отложений преобладают неорганические компоненты: песок, заиленный песок и глинистые. Размер частиц основной гранулометрической фракции: 0.1 – 0.25 мм.

Адсорбцию изучали на примере растворов нитрата меди. В качестве модельного загрязнителя была выбрана медь, потому что она является одним из самых распространенных и токсичных загрязнителей водных объектов Западной Сибири.

Характеристики поверхности образцов донных отложений

Номер ДО	Удельная площадь поверхности $S_{уд}$, м ² /г	Орг. вещество, %
1	0,52	0,23
2	0,56	2,99
3	1,01	0,58
4	0,91	0,34
5	4,78	1,16

Готовили стандартные растворы соли меди с концентрациями от 100 до 1000 мкг/л и приливали 20,0 мл к предварительно взвешенным образцам ДО. Масса навески 2,00г. Полученные взвеси перемешивали в течение 24 часов для установления равновесия, после чего суспензии центрифугировали и в надосадочной жидкости определяли равновесную концентрацию ионов меди методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии (ААС). Для этого использовали атомно-адсорбционный спектрофотометр Shimadzu-6700 с пламенной атомизацией пробы.

Далее для образцов донных отложений были построены изотермы адсорбции в координатах $\Gamma = f(C_{равн})$. Величину адсорбции определяли по уравнению:

$$\Gamma = \frac{C_0 - C_1}{m} \cdot V,$$

где Γ - количество адсорбированной меди, мкмоль/г; C_0 - начальная концентрация ионов меди, мкмоль/л; C_1 - равновесная концентрация ионов меди, мкмоль/л; V - объем раствора, л; m - масса навески сорбента, г

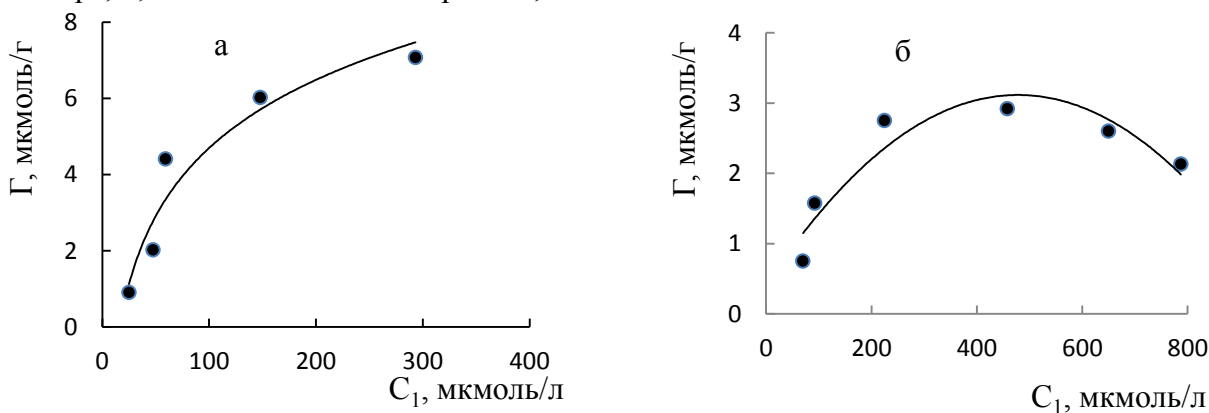


Рис 1. Изотермы адсорбции ионов меди донными отложениями а) вид изотерм ДО №№3,4,5, б) вид изотерм ДО №№1,2

Адсорбция стремится к предельному значению Γ_{∞} - сорбционной емкости. Для донных отложений 1 и 2 характерно насыщение и дальнейшая десорбция, что может быть обусловлено меньшей площадью поверхности по сравнению с образцами 3,4,5.

По форме изотерм можно предположить, что они могут быть описаны уравнением Лэнгмюра:

$$\Gamma = \frac{KC}{1 + KC} \cdot \Gamma_{\infty}$$

где Γ - количество адсорбированной меди, мкмоль/г; C - равновесная концентрация ионов меди, мкмоль/л; Γ_{∞} - предельная сорбция, мкмоль/г; K - константа адсорбционного равновесия.

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

Математическая обработка изотерм позволяет получить количественные характеристики сорбционного процесса. Чтобы определить Γ_{∞} и К проводят линейризацию кривых путем построения графической зависимости $C_{\text{равн}}/\Gamma = f(C_{\text{равн}})$.

$$\frac{C_1}{\Gamma} = \frac{1}{\Gamma_{\infty} \cdot K} + \frac{1}{\Gamma_{\infty}} C_1$$

Используя уравнение Ленгмюра в данном виде, значение предельной сорбции и константы адсорбционного равновесия рассчитываем по уравнению прямой. Так как $\Gamma_{\infty} = \text{ctg}\alpha$, то Γ_{∞} будет определяться как обратная величина коэффициента k из уравнения прямой. На основании найденной предельной сорбции рассчитывали значение К из отрезка, отсекаемого на оси ординат.

Линейризованные изотермы для различных образцов имеют сходный вид.

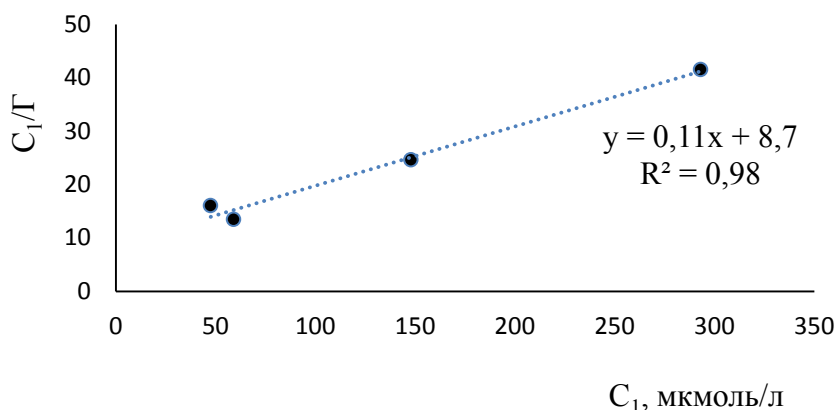


Рис2. Линейризованная форма изотермы сорбции Cu^{2+} для образца ДО №1

Полученные параметры сорбции меди для всех образцов приведены в таблице 2.

На рисунках 3 и 4 приведены корреляции между константами адсорбционного равновесия и величиной предельной сорбции и между значением предельной сорбции и удельной площадью поверхности.

Таблица 2

Параметры сорбции ионов меди донными отложениями

Номер ДО	Γ_{∞} , мкмоль/ г	К
1	3,07	0,17
2	1,92	0,03
3	7,48	1,13
4	4,90	1,31
5	8,36	1,27

Как видно из рисунка 3, константа адсорбционного взаимодействия и предельная сорбция хорошо коррелируют между собой, то есть чем выше сродство адсорбата к адсорбенту, тем выше значение предельной сорбции.

Данные, приведенные на рис. 4, подтверждают корректность ранее полученных значений удельной площади поверхности донных отложений. Большие значения предельной сорбции соответствуют большим значениям удельной площади поверхности.

Материалы с большой площадью удельной поверхности можно рассматривать как механические субстраты, на которых концентрируются неорганические вещества. Очевидно, что по мере увеличения площади поверхности, т. е. количества этих коллекторов, происходит увеличение концентрации микроэлементов на этой поверхности[3].

По результатам работы определены значения констант адсорбционного взаимодействия ионов меди с донными отложениями К и величина предельной сорбции Γ_{∞} .

Значение констант K изменяется в интервале 0,03-1,3, значение Γ_{∞} - в интервале от 1,9 до 8,4 мкмоль/г. Значение величины предельной сорбции коррелирует с площадью поверхности донных отложений. Сорбционный процесс для песчаных донных отложений описан с помощью уравнения Лэнгмюра.

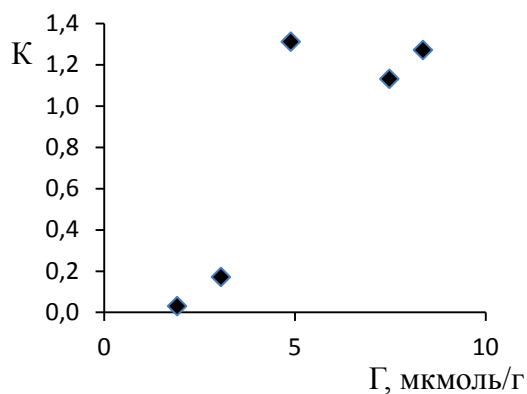


Рис 3. Корреляция между константой адсорбционного взаимодействия и предельной сорбцией

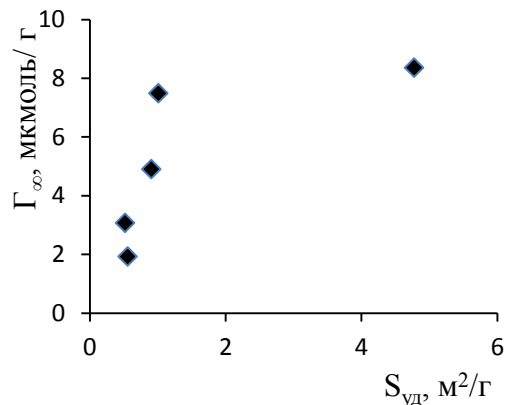


Рис 4. Корреляция между предельной сорбцией и удельной площадью поверхности

Литература

1. Веницианов Е.В. Физико-химические основы моделирования миграции и трансформации тяжелых металлов в природных водах / Веницианов Е.В., Лепихин А.П.- Екатеринбург: изд-во РосНИИВХ., 2002.- 82 с.
2. Кремлева, Т.А. Определение удельного поверхностного заряда донных отложений потенциометрическим методом / Т.А. Кремлева, Н.Н. Лебедева, Д.А. Аллаяров, В.А. Новопашин, А.В. Волчков // Вестник Тюменского государственного университета. 2014, №4. Химия. С. 63-72
3. Даувальтер, В.А. Геоэкология донных отложений / В.А. Даувальтер. – Мурманск: Изд-во МГТУ, 2012.-242 с.

**И.В. Замотаев, О.В. Кайданова, Т.М. Кудерина, А.Н. Курбатова,
С.Б. Сулова, Г.С. Шилькрот**
**ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ АКВАЛЬНЫХ ЛАНДШАФТОВ
БАССЕЙНА Р. СЕЙМ (КУРСКАЯ ОБЛАСТЬ)**

**I.V. Zamotaev, O.V. Kaidanova, T.M. Kuderina, A.N. Kurbatova,
S.B. Suslova, G.S. Shilkrot**
**GEOCHEMICAL FEATURES OF AQUATIC LANDSCAPES IN THE
BASIN OF SEIM RIVER (KURSK REGION)**

ФГБУН Институт географии РАН, Москва

E-mail: zivigran@rambler.ru

Аннотация. На основе данных о содержании микроэлементов-загрязнителей в водах и донных отложениях дана оценка состояния аквальных ландшафтов бассейна р. Сейм в пределах Курской области. Наибольшей степенью геохимической трансформации характеризуются донные отложения в пределах г. Курска, накапливающие микроэлементы первого класса опасности: Cd, Pb и As. Воздействие Курчатовского промышленного комплекса приводит к образованию как локальных геохимических аномалий U, Ni, Cu, As, V в воде водоёма-охладителя, так и формированию протяжённых гидрохимических потоков рассеяния (километры-первые десятки километров). Для аквальных ландшафтов малого города Льгова характерно слабое загрязнение вод и донных отложений некоторыми тяжёлыми металлами (Ni, Zn и Pb).

Abstract. The assessment of the aquatic landscapes state in the basin of Seim River within Kursk region is given based on the data of the content of contaminating microelements in water and ground deposits. The ground deposits accumulating microelements of the first class of danger: Cd, Pb and As within Kursk are characterized by the greatest extent of geochemical transformation. The influence of the Kurchatov industrial complex leads both to the formation of the local geochemical anomalies of U, Ni, Cu, As, V in the cooling reservoir and the formation of the extended hydrochemical streams of dispersion (kilometers - the first tens kilometers). The weak pollution of waters and ground deposits by some heavy metals (Ni, Zn and Pb) is characteristic for the aquatic landscapes of the small city of Lgov.

Хозяйственное и рекреационное использование пойменных экосистем во многом зависит от геохимического состояния донных отложений и поверхностных вод – важнейших компонентов аквальных ландшафтов.

К наиболее характерным загрязняющим веществам, поступающим повсеместно в аквальные ландшафты бассейна р. Сейм, относятся соединения меди, аммонийный и нитритный азот, легкоокисляемые органические вещества (по БПК₅). В период 2007-2010 гг. содержания этих веществ в водах рек бассейна р. Сейм превышали ПДК_{рв} (для водных объектов рыбохозяйственного назначения) в 2–3 раза [1, 2, 3]. В 2013 г. спектр характерных загрязняющих веществ в водах рек не изменился. Среднегодовые концентрации меди в воде составляли 3–5 ПДК, максимальные достигали 6–8 ПДК. Среднегодовые концентрации аммонийного и нитритного азота составляли 1–2 ПДК и 2–4 ПДК, максимальные – 2–3 и 3–12 ПДК, соответственно. Среднегодовые концентрации легкоокисляемых органических веществ в воде рек (по БПК₅) были в пределах нормативов, максимальные концентрации не превышали 2 ПДК [4].

Вблизи промышленных ареалов спектр загрязняющих веществ расширяется за счёт поступления в воды рек с промышленными выбросами ряда тяжёлых металлов [1, 5, 6]. Наибольшую опасность представляют микроэлементы первого класса опасности: мышьяк, кадмий, свинец.

Геохимические исследования поверхностных вод и донных отложений (ДО) проводились в акваландшафтах р. Сейм (30 км) и водоёма-охладителя Курской АЭС (КАЭС), также были взяты пробы в пруде и старице вблизи Льгова.

Аквальные ландшафты вблизи населённых пунктов Лебяжье и Золотухино считали фоновыми, т.к. они расположены выше основных промышленных источников воздействия.



1-9 – место отбора проб донных отложений и поверхностных вод

Рис. 1. Карта-схема территории исследования

Уровень загрязнения определялся по значениям Кс (коэффициентов концентрации), которые рассчитывались относительно содержания микроэлементов в пробах фоновых участков. Содержание микроэлементов в поверхностных водах оценивалось относительно принятых нормативов (ПДК_{рв}).

В ходе проведённых исследований наиболее высокий уровень загрязнения акваландшафтов бассейна р. Сейм был обнаружен в зоне воздействия Курского промышленного ареала. Чрезвычайно высокое загрязнение ДО выявлено в черте города в зоне воздействия завода «Аккумулятор». Наиболее высокие концентрации отмечались для элементов первого класса экологической опасности Pb и Cd. Их содержание в ДО соответственно в 43 и 106 раз превышало фоновые значения. Накопление Ni и As было выше фоновых в 7 и 10 раз соответственно. Содержание Cu и Zn оказалось значительно ниже и не превышало фоновое более чем в 3 раза. В 1 км ниже Курска концентрации основных загрязнителей в ДО резко снижаются (Кс=2,0-2,7), а в 5 км заметно повышенным остаётся только содержание Cd: Кс=2,3 (табл.1).

Таблица 1

Содержание микроэлементов в ДО р. Сейм в зоне воздействия Курского промышленного ареала

Место отбора проб	Микроэлементы					
	Ni	Cu	Zn	As	Pb	Cd
	С(мг/кг) / Кс					
Курск. Пром. зона южного района	$\frac{116}{7}$	$\frac{25}{2,7}$	$\frac{11}{3}$	$\frac{25^*}{10}$	$\frac{258}{43}$	$\frac{74,4}{106}$
1 км ниже Курска. Объездная автодорога	$\frac{16}{1}$	$\frac{13}{1,4}$	$\frac{39}{1}$	$\frac{5^*}{2}$	$\frac{15}{2,5}$	$\frac{1,9}{2,7}$
5 км ниже Курска	$\frac{14}{<1}$	$\frac{18}{2}$	$\frac{36}{1}$	$\frac{<5}{1}$	$\frac{6}{1}$	$\frac{1,6}{2,3}$
Фон. 1 км выше Курска (с. Лебяжье)	16	9	37	<5	6	0,7

*В ДО в 1 км выше и в 5 км ниже г. Курска As не обнаружен. В качестве фонового значения использовано 0,5 значения чувствительности анализа

Экологическое состояние акваландшафтов в зоне воздействия Курчатовского промышленного ареала связано с влиянием Курской АЭС. Основную техногенную нагрузку испытывают акваландшафты водоёма-охладителя. В период исследований водоёма в 1970-1987 гг. было установлено, что в нём протекают интенсивные биогеохимические процессы, связанные в основном с притоком с речными водами биогенных веществ. Воды р. Сейм и водоёма-охладителя КАЭС содержат высокие концентрации соединений азота и фосфора, что способствует активному развитию фитопланктона и нитчатых водорослей [7]. К концу 1980-х гг. в водоёме-охладителе сформировался биогеохимический барьер, который стал играть важнейшую роль в накоплении химических элементов, в том числе токсичных. В илах некоторых участков водоёма отмечается повышенное содержание меди, ванадия и свинца [8].

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

В воде водоёма-охладителя содержание всех исследуемых микроэлементов выше, чем в воде р. Сейм на участке, расположенном выше КАЭС (хут. Золотухино). Особенно высокие концентрации характерны для Cu ($K_c=20$) и Ni ($K_c=6$). Они также превышают нормативы для водоемов рыбохозяйственного назначения (табл. 2). Значительно меньше коэффициенты концентрации U ($K_c=3$), As и V ($K_c=2$). Ниже КАЭС, на участке р. Сейм – с. Макаровка – с. Малые Угоны, содержание всех микроэлементов в воде снижается. Исключение составляет лишь содержание в воде U, что требует дальнейшего геохимического изучения. Повышенные концентрации этого элемента прослеживаются вплоть до г. Льгова, т.е. на расстоянии 20 км ниже КАЭС. В ДО в районе с. М.Угоны были обнаружены существенно повышенные содержания Zn (500 мг/кг, $K_c = 13$) и Pb (40 мг/кг, $K_c = 7$).

Таблица 2

Микроэлементный состав воды в водоёме-охладителе КАЭС и в р. Сейм в зоне воздействия Курчатовского и Льговского промышленных ареалов (минерализация – а, мг/л, содержание микроэлементов – мкг/л)

Объект исследования	pH	а	U	V	Ba	Ni	Cu	As	Pb	Zn
р. Сейм, хут. Золотухино	7,4	380	1,4	2,6	25	2,6	1,2	3,5	0,02	0,5
Водоём-охладитель КАЭС, г. Курчатов	8,0	520	4,1	4,9	31	17,1	25,7	8,0	0,5	12,9
р. Сейм, с. Макаровка	7,6	410	2,0	2,5	17,8	2,4	0,4	2,6	0,01	0,3
р. Сейм, с. Малые Угоны	7,9	410	1,8	2,2	15,5	2,2	0,4	2,1	0,01	0,2
р. Сейм, центр г. Льгова	7,8	400	0,005	0,8	15,3	5,04	0,5	1,9	0,09	0,8
Старица в пойме р. Сейм, г. Льгов	7,7	450	1,9	1,2	8,2	1,9	0,6	1,6	0,1	1,7
р. Сейм, д. Сергеевка	7,8	400	0,005	2,0	23	2,3	3,3	1,1	0,08	2,3
ПДК _{рв}			-	-	-	10	1	-	6	10

Содержание микроэлементов в воде р. Сейм в пределах г. Льгова не превышает ПДК_{рв} и находится в пределах фона (см. табл. 2). Исключение составляют концентрации Ni в воде центральной части города (1,9 мкг/л) и U в старице (1,9 мкг/л). В ДО на разных участках р. Сейм в черте г. Льгова содержание микроэлементов практически не превышает фон. Лишь на входе р. Сейм в г. Льгов отмечается небольшое повышение концентраций Ni и Pb ($K_c=1,5$; $K_c=2$, соответственно). В донных отложениях пруда в пойме р. Апока, используемого Льговским сахарным заводом в технологических целях, слабо накапливаются Zn: $K_c=1,3$ и Pb: $K_c=1,9$.

Полученные данные показывают, что Льговский промышленный ареал не оказывает существенного влияния на содержание микроэлементов в воде и донных отложениях акваландшафтов бассейна р. Сейм. Можно отметить лишь тенденцию накопления в ДО р. Сейм Ni, Zn и Pb. Источник повышенного содержания U в воде старицы в черте г. Льгова требует уточнения.

Воздействие источников загрязнения на акваландшафты прослеживается и на конечном створе участка наблюдений р. Сейм, расположенного ниже всех источников поступления микроэлементов – д. Сергеевка, в 7 км от г. Льгова (см. табл. 2). Относительно высокое содержание Cu и As в воде р. Сейм, очевидно, связано с дополнительным воздействием сельскохозяйственных источников загрязнения (внесение минеральных удобрений, средств защиты растений).

Результаты проведённых исследований позволяют сделать следующие выводы.

1. В зоне воздействия Курского промышленного ареала происходит образование в акваландшафтах р. Сейм локальных геохимических аномалий, в состав которых

- входят микроэлементы первого класса экологической опасности: Cd, Pb, As. Уровень содержания микроэлементов в ДО оценивается как чрезвычайно высокий.
2. Воздействие Курчатовского промышленного комплекса приводит к образованию как локальных геохимических аномалий, так и формированию протяжённых гидрохимических потоков. Геохимическая аномалия Ni, Cu, As, V обнаруживается в воде водоёма-охладителя. Наличие повышенных концентраций U в воде р. Сейм требует дальнейшего геохимического изучения.
 3. Промышленный ареал малого г. Льгова не оказывает существенного влияния на содержание микроэлементов в воде и донных отложениях акваландшафтов бассейна р. Сейм. Отмечена тенденция к накоплению в донных отложениях р. Сейм Ni, Zn и Pb.

Работа выполнена по Проекту 3.2 Направления 3 Программы Президиума РАН № 1.18П «Природные катастрофы и адаптационные процессы в условиях изменяющегося климата и развития атомной энергетики».

Литература

1. Борзенков А.А. Влияние урбанизированных территорий г. Курска на поверхностные воды / Автореф. дисс. ... канд. географ. наук. – Курск, 2007. – 24 с.
2. Соловьева Ю.А. Оценка органического и биогенного загрязнения рек Курской области для гидроэкологического нормирования / Автореф. дисс. ... канд. географ. наук. – Воронеж, 2010. – 24 с.
3. Чуйкова И.Д. Оценка качества поверхностных вод г. Курска за 2007–2008 гг. (на примере р. Сейм) // Современное состояние и проблемы охраны окружающей среды г. Курска и его окрестностей: сб. статей по матер. науч.- практич. конф. – Курск: КГУ. – 2009.
4. Доклад «О состоянии и охране окружающей среды на территории Курской области в 2013 г.» / Курск 2014. – 174 с.
5. Замотаев И.В., Курбатова А.Н., Кудерина Т.М., Шилькрот Г.С. Тяжелые металлы в почвах и водах лесостепных ландшафтов в зоне влияния Курчатовского промышленного ареала // Проблемы региональной экологии. – 2013. – № 4. – С. 76–82.
6. Кудерина Т.М., Замотаев И.В., Кайданова О.В., Курбатова А.Н., Сулова С.Б., Шилькрот Г.С. Геохимический мониторинг городских ландшафтов Курской области // Актуальные проблемы экологии и природопользования: сб. науч. тр. / отв. ред. Н.А. Черных. – 2014. – Вып. 16. М.: РУДН. – С. 268–272.
7. Шилькрот Г.С., Ясинский С.В. Стадийность развития водоемов-охладителей атомных электростанций // Известия РАН. Сер. геогр. – 2005. – № 3. – С. 63–75.
8. Верещак В.Г., Егоров Ю.А., Ковалев Г.Н., Леонов С.В., Луконьков Ю.В., Пронин А.И. Тяжелые металлы в донных отложениях водоема-охладителя Курской АЭС // Экология регионов атомных станций. (ЭРАС-1). – М., 1996. – Вып. 1. – С. 44–71.

Т.Б. Фащевская, Н.О. Попова

ВЛИЯНИЕ ХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА ВОДОСБОРЕ Р. БЕЛОЙ НА ФОРМИРОВАНИЕ СТОКА БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ

T.B. Fashchevskaya, N.O. Popova

IMPACT OF ECONOMIC ACTIVITIES ON FORMATION OF NUTRIENTS RUNOFF ON BELAYA RIVER CATCHMENT

Институт водных проблем РАН, 119333 Москва, ул. Губкина, 3

E-mail: tf.ugatu@yandex.ru

Аннотация. Проведено сравнение содержания соединений азота в воде р. Белой в различные временные периоды, отличающиеся уровнем антропогенного воздействия на водоток. Получены количественные оценки стока биогенных веществ в различные фазы гидрологического режима. Проведено ранжирование различных участков р. Белой по модулю стока азота нитритного и азота нитратного.

Abstract. The comparison of nitrogen compounds content in Belaya river in different periods, varying in the level of anthropogenic impact on the flow, is carried out. The quantitative estimation of nutrient runoff in the various phases of the hydrological regime is performed. The classification of the river sites according to the flow rate of nitrite nitrogen and nitrate nitrogen was made.

Река Белая является главным водотоком Республики Башкортостан (РБ) - одного из наиболее развитых промышленных и сельскохозяйственных регионов России. Река обеспечивает питьевой водой множество населенных пунктов, используется для промышленного и сельскохозяйственного водоснабжения, рыбохозяйственного водопользования, а также является основным приемником сточных вод промышленности и жилищно-коммунального хозяйства. Река Белая впадает в Нижнекамское водохранилище, участвуя в формировании химического состава его воды.

Гидрологический режим реки характеризуется весенним половодьем, летне-осенними дождевыми паводками и устойчивой зимней меженью. Колебания водности реки, ее питание от различных источников и жизненные циклы гидробионтов обуславливают естественную межгодовую и сезонную изменчивость содержания гидрохимических компонентов.

Хозяйственная деятельность в РБ ведется около семидесяти лет и характеризуется большой неравномерностью во времени. По данным [1] выделены временные периоды, отличающиеся интенсивностью антропогенного воздействия на р. Белую. Период с начала ведения гидрохимического мониторинга водотока до 1950 г. условно назван периодом «малого» антропогенного воздействия, период с 1969 г. по настоящее время - «интенсивного» антропогенного воздействия. Колебания интенсивности антропогенного воздействия на водоток накладываются на естественные межгодовые и сезонные колебания химического состава речных вод и приводят к их изменению.

Для оценки влияния хозяйственной деятельности на водосборе р. Белой на формирование гидрохимического стока по данным Башкирского УГМС проведено сравнение современного состояния водотока (за период 1969-2007 гг.) с его состоянием, близким к естественному (за период 1938-1950 гг.). Расчет и сравнение концентраций азота нитритного (NO_2^-) и азота нитратного (NO_3^-)¹ в р. Белой в створах крупных промышленных центров Уфа и Стерлитамак показывают значительное увеличение содержания биогенных веществ в современных условиях (табл.1). Увеличение средней многолетней концентрации азота нитритного достигает 6.8 раза (в створе г. Стерлитамака), концентрации азота нитратного – 2.3 раза (в створе г. Уфы). Происходит значительное расширение диапазонов изменения измеренных концентраций.

¹ Выбор веществ обусловлен наличием регулярных данных наблюдений за их содержанием в воде р. Белой в створах городов Стерлитамак и Уфа за весь исследуемый период (1938-2007 гг.)

Расчетные значения концентраций гидрохимических компонентов и водности р. Белой в периоды, отличающиеся интенсивностью антропогенного воздействия

Город	Период, годы	Среднее многолетнее значение	Диапазон изменения значения	Среднее значение за фазу водного режима		
				половодье	летне-осенний период	зимнюю межень
Концентрация азота нитритного, мг/л						
Стерлитамак	1938-1950	0.023	0.001-0.050	0.032	0.020	0.020
	1969-2007	0.157	0-2.29	0.052	0.171	0.190
Уфа	1938-1950	0.016	0.001-0.060	0.018	0.015	0.012
	1969-2007	0.047	0.003-0.839	0.055	0.045	0.062
Концентрация азота нитратного, мг/л						
Стерлитамак	1938-1950	0.90	0.05-2.0	0.86	0.84	1.06
	1969-2007	1.91	0.01-7.92	2.19	1.43	1.98
Уфа	1938-1950	0.79	0.05-1.50	0.76	0.70	0.94
	1969-2007	1.81	0.013-4.47	1.57	1.46	2.28
Расход воды, м³/с						
Стерлитамак	1938-1950	138	-	545	77.9	25.5
	1969-2007	133		460	77.7	52.0
Уфа	1938-1950	788	-	2571	579	208
	1969-2007	796		2371	571	346

Наблюдается сезонная изменчивость содержания в речных водах соединений азота, которые активно участвуют в жизнедеятельности гидробионтов. Сезонные колебания **содержания азота нитритного** в период «малого» антропогенного воздействия характеризуются незначительным (до 1.6 раза) увеличением в половодье и уменьшением в остальные сезоны (табл.1). В период «интенсивного» антропогенного воздействия максимальные концентрации биогена приходятся на зимний сезон, что в условиях пониженной активности фитопланктона, по-видимому, обусловлено сбросами нитритов в составе сточных вод. Например, в створе г. Стерлитамака среднее за период зимней межени содержание азота нитритного до 3.7 раза превышает его содержание в остальные сезоны.

Внутригодовые колебания **содержания азота нитратного** в период «малого» антропогенного воздействия, как и в естественных условиях, характеризуются увеличением зимой и снижением в летне-осенний период, что связано с потреблением биогена фитопланктоном и денитрифицирующими бактериями, использующих кислород нитратов на окисление органических веществ [2]. Превышение максимальной среднесезонной концентрации над минимальной составляет 1.3 раза. В современных условиях минимальные концентрации биогена также наблюдаются в вегетационный период, однако максимальные значения - как зимой (в створе г. Уфы), так и весной (в створе г. Стерлитамака). Превышение максимальной среднесезонной концентрации над минимальной достигает 1.6 раза.

Интегральным показателем процессов трансформации и миграции азота на водосборе реки, а также количества биогенных веществ, поступающих в речную сеть от точечных и неточечных источников загрязнения, является гидрохимический сток. Величина гидрохимического стока (R), т/год, определяется по формуле: $R=Q \cdot C \cdot T$, где Q – средний расход воды, м³/с; C – концентрация гидрохимического компонента, мг/л; T – коэффициент, учитывающий продолжительность расчетного периода и различные размерности входящих в формулу величин. При расчете гидрохимического стока за период половодья коэффициент T равен 5.27, за летне-осенний период – 15.81, за зимнюю межень – 10.45 [1]. Показателем количества биогенных веществ, поступающих в водоток с единицы площади

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

водосбора, является модуль стока. Величина модуля гидрохимического стока (M), т/(км²·год), определяется по формуле: $M=R/F$, где F – площадь водосбора, км².

Результаты расчета стока биогенных веществ р. Белой в исследуемых створах показывают увеличение в современных условиях годового стока азота нитритного более чем в три раза, стока азота нитратного более чем в два раза (табл. 2). При этом изменение среднего многолетнего значения водного стока статистически незначимо (табл.1). Наибольший вклад в увеличение годового стока биогенов вносят летне-осенний период (сток NO_2^- в створе г. Стерлитамака), или период половодья (в остальных случаях) (рис. 1 и рис. 2).

Таблица 2

Расчетные значения стока и модуля стока биогенных веществ р. Белой в периоды, отличающиеся интенсивностью антропогенного воздействия

Биогенный элемент	Город (площадь водосбора)	Период, годы	Годовой сток, т/год	Распределение стока по сезонам, %			Модуль стока, кг/(км ² ·год)
				половодье	летне-осенний период	зимняя межень	
NO_2^-	Стерлитамак ($F = 21\ 000\ \text{км}^2$)	1938-1950	122	75	21	4	5.8
		1969-2007	439	29	48	23	20.9
	Уфа ($F=100\ 000\ \text{км}^2$)	1938-1950	407	60	34	6	4.1
		1969-2007	1 317	52	31	17	13.2
NO_3^-	Стерлитамак ($F = 21\ 000\ \text{км}^2$)	1938-1950	3 787	65	27	8	180
		1969-2007	8 142	65	22	13	388
	Уфа ($F=100\ 000\ \text{км}^2$)	1938-1950	18 748	55	34	11	187
		1969-2007	41 041	48	32	20	410

Увеличение годового стока биогенных веществ р. Белой сопровождается изменением его распределения по сезонам года. До 1950 г. до 60-75% годового стока NO_2^- приходилось на период половодья, доля зимней межени не превышала 4-6% (табл. 2). В настоящее время доля половодья снизилась до 29-52% годового стока NO_2^- , доля зимней межени увеличилась до 17-23%. В летне-осенний период сток NO_2^- увеличился более, чем в два раза в створе г. Стерлитамака, и практически не изменился в створе г. Уфы.

Внутригодовое изменение стока NO_3^- характеризуется незначительным его снижением в периоды половодья (до 48-65% годового) и летне-осенний, и увеличением до 1.5 раз (до 13-20%) в зимнюю межень.

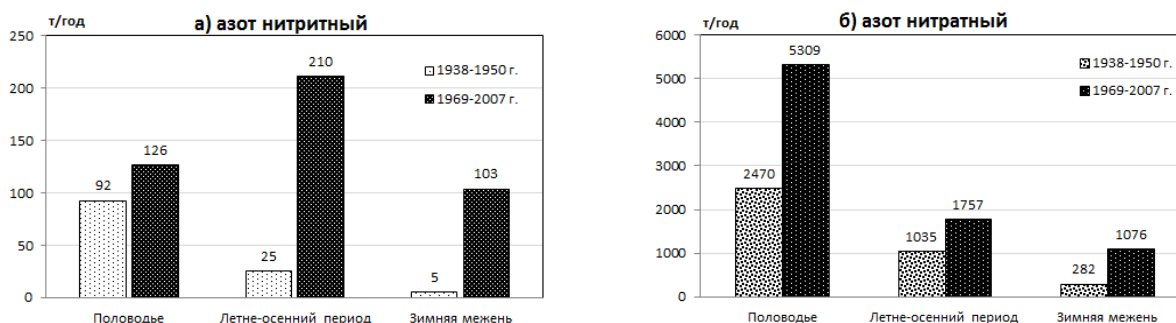


Рисунок 1. Расчетные значения стока биогенных веществ р. Белой в створе г. Стерлитамака

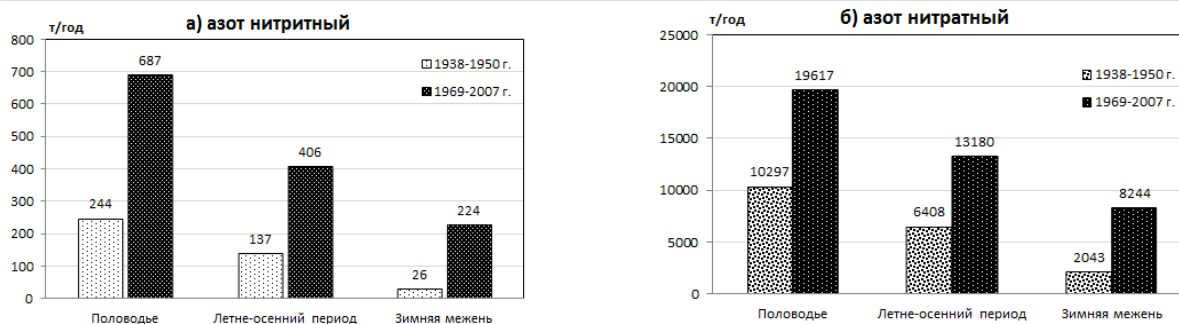


Рисунок 2. Расчетные значения стока биогенных веществ р. Белой в створе г. Уфы

В естественных условиях отмечается постепенный рост вниз по течению реки величины водного и гидрохимического стока. Изменения величины модуля гидрохимического стока по длине реки обычно не наблюдается [3]. Результаты расчета модуля стока биогенных веществ показывают значительное его увеличение на отдельных участках р. Белой в период «интенсивного» антропогенного воздействия, по-видимому, связанное со сбросами сточных вод промышленных предприятий (рис. 3).

На рис.3 видно, что величина модуля нитритного стока варьирует по длине реки от 2.4 до 20.9 кг/(км²·год). Наибольшие значения модуля нитритного стока наблюдаются на участках верхнего (г. Белорецк) и среднего (г. Стерлитамак) течения. Величина модуля нитритного стока изменяется в диапазоне 141-428 кг/(км²·год), отмечается увеличение значения стока в верхнем течении (г. Белорецк) р. Белой.

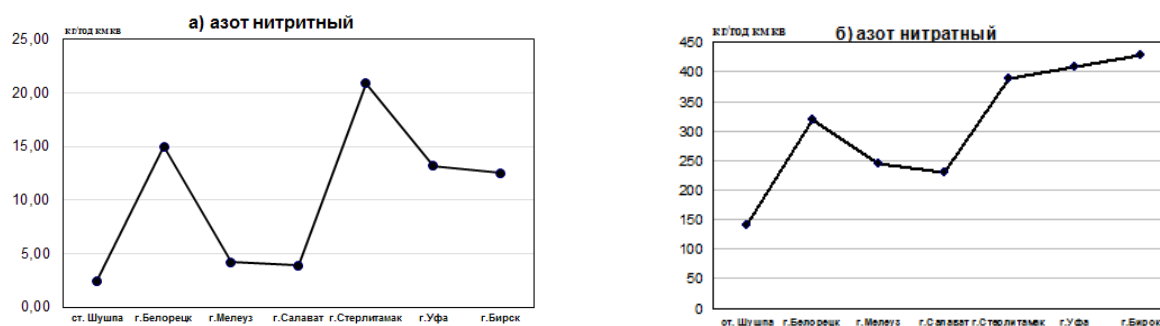


Рисунок 3. Изменение модуля стока биогенных веществ по длине р. Белой

Таким образом, установлено, что в результате хозяйственной деятельности на водосборе р. Белой произошло значительное увеличение содержания в водотоке соединений азота. Сочетание интенсивного антропогенного воздействия и колебаний водности реки привели к увеличению гидрохимического стока и внутригодовому его изменению. В верхнем и среднем течении реки произошло формирование локальных участков, отличающихся повышенным содержанием биогенов.

Литература

1. Красногорская Н.Н., Фашевская Т.Б., Рогозина Т.А. Оценка качества водных объектов в условиях антропогенного воздействия. Уфа: Издательство УГАТУ, 2006. 278 с.
2. Погожев П.И., Герасимова Т.Н. Регулирование зоопланктоном роста биомассы фитопланктона и прозрачности воды водоемов, загрязненных биогенами // Водные ресурсы, 2011, том 38, №3. С.373-381.
3. Никаноров А.М. Гидрохимия. СПб.: Гидрометеиздат, 2001. – 444 с.

Е.В. Власова¹, А.В. Суворинов², Н.Г. Иващенко³, Е.И. Череп³,
Н.Б. Манусова⁴

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ХРОМА В ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ

E.V. Vlasova, A.V. Suvorinov, N.G. Ivaschenko, E.I. Cherep, N.B. Manusova
BIOGEOCHEMICAL FEATURES OF DISTRIBUTION OF CHROME IN
WATER VEGETATION OF THE COASTAL ZONE OF SETTLEMENTS

¹Академия биологии и биотехнологии ЮФУ, ²НИИ перспективных материалов и технологий, ³Кубанский государственный технический университет, ⁴Центр Экологических Систем и Технологий, Иерусалим, Израиль
E-mail: vlasovaelenal@rambler.ru

Аннотация. В статье рассматриваются особенности распределения хрома в зольной части десяти наиболее распространенных видов водорослей Черноморского побережья, произрастающих в прибрежной зоне населенных пунктов.

Abstract. The paper discusses the features of chrome distribution in 10 species of algae on the Black Sea coast of Russia. This research was supported by project of the Ministry of Education and Science of Russia, no. 1894.

Содержание химических элементов в зольной части прибрежных растений определяется несколькими факторами – поступлением химических веществ в воду из природных источников, которыми являются размываемые горные породы, слагающие берега и почвы и искусственный привносом, связанным с жизнедеятельностью человека, загрязнением им берегов и непосредственно воды.

В терригенных и карбонатно-терригенных породах Черноморского побережья среднее содержание хрома колеблется в пределах $7,9 \cdot 10^{-3}$ - $9,4 \cdot 10^{-3}\%$, что с учетом вероятностных характеристик соответствует кларку для глин и сланцев ($10 \cdot 10^{-3}\%$). Лишь в карбонатно-терригенных породах юрского возраста среднее содержание несколько меньше – $5,3 \cdot 10^{-3}\%$. Мергели, в основном слагающие размываемые участки берегов, характеризуются средним содержанием хрома (с вероятностью 95%) на уровне $7,3 \pm 0,7 \cdot 10^{-3}\%$.

Содержания элемента в почвах различных природных и техногенных ландшафтов суши, непосредственно примыкающих к аквальным, в 1,5-2 раза ниже кларкового по А.П. Виноградову ($20 \cdot 10^{-3}\%$) и в общем виде выстраиваются по возрастанию в следующий ряд:

Селитебные ландшафты ($9,2 \pm 1,4$) - сельскохозяйственные ландшафты ($11,7 \pm 1,9$) - биогенные ($13,7 \pm 1,1$).

Как видно из представленных данных, уровень содержания хрома в почвах селитебных ландшафтов существенно ниже, чем в почвах биогенных ландшафтов лесов.

Следует отметить также еще некоторые особенности, которые могут сказаться на величинах содержания хрома в золе водорослей, произрастающих в соответствующих районах. Так, на фоне колеблющихся в пределах от $8,4 \cdot 10^{-3}\%$ до $10 \cdot 10^{-3}\%$ содержаний хрома в почвах подавляющего большинства прибрежных населенных пунктов, выделяются несколько, в почвах которых уровень содержания рассматриваемого металла существенно ниже – от $3,3 \cdot 10^{-3}\%$ до $5,7 \cdot 10^{-3}\%$. Это город-курорт Геленджик и два близлежащих к нему поселка – Дивноморское и Голубая бухта, а также пос. Южная Озерейка. Сопоставление этих данных с результатами опробования мергелей не выявили взаимосвязи между распределением хрома в почвах и породах. На участке побережья от Анапы до Сочи среднее содержание хрома в породе колеблется от $7 \cdot 10^{-3}\%$ до $10 \cdot 10^{-3}\%$. Исключение составляют 2 района – Джубга-Туапсе с содержаниями 5-6 ($n \cdot 10^{-3}\%$) и Дюрсо-Южная

Озерейка с содержаниями 15-20 ($n \cdot 10^{-3}\%$). Однако несмотря на различия в содержаниях в породах, почвы этих населенных пунктов содержат сравнимые количества хрома.

Рассмотрим, как сказываются вышеперечисленные особенности распределения хрома в породах и почвах примыкающих ландшафтов суши на накоплении этого металла в зольной части различных видов водорослей Черноморского побережья.

Среднее содержание рассматриваемого элемента в зольной части 10 видов исследованных водорослей Черноморского побережья России составляет $2,36 \pm 0,12$ ($n \cdot 10^{-3}\%$).

Как видно из данных табл. 1, наименьшее среднее содержание характерно для кладостефуса, а наибольшее – для каллитамниона.

Таблица 1

Среднее (с вероятностью 95%) содержание Cr в золе различных видов водорослей Черноморского побережья России ($n \cdot 10^{-3}\%$).

Ульва (<i>Ulva rigida</i>)	Гелидиум (<i>Gelidium latifolium</i>)	Церамиум (<i>Ceramium rubrum</i>)	Каллитамнион (<i>Callithamnion corymbosum</i>)	Кладостефус (<i>Cladostephus verticillatus</i>)
$3,45 \pm 0,50$ 30-0,2	$2,54 \pm 0,53$ 100-0,3	$2,40 \pm 0,24$ 50-0,6	$4,9 \pm 1,35$ 10-0,6	$1,70 \pm 0,41$ 6-0,5
Кладофора (<i>Cladophora glomerata</i>)	Цистозира (<i>Cystoseira barbata</i>)	Падина (<i>Padina pavonia</i>)	Энтероморфа (<i>Enteromorpha intestinalis</i>)	Лауренсия (<i>Laurencia lamouroux</i>)
$2,17 \pm 0,28$ 20-0,5	$2,40 \pm 0,20$ 50-0,5	$2,94 \pm 0,59$ 30-0,6	$2,38 \pm 0,27$ 100-0,2	$1,83 \pm 0,23$ 5-0,2

Весьма значительный диапазон колебаний содержаний рассматриваемого металла в единичных пробах определяется в большинстве случаев наличием в выборке 1-2 проб с резко повышенным содержанием на фоне остальных, лежащих в гораздо более узком диапазоне. Так, в золе гелидиума по одному разу отмечены содержания 100, 30 и 20 ($n \cdot 10^{-3}\%$), в то время как большинство проб содержат от 0,3 до 6 ($n \cdot 10^{-3}\%$) хрома. Аналогичная картина прослеживается и в других выборках.

Как было показано выше, почвы Геленджика и близлежащих к нему курортных поселков содержат меньшее количество хрома, чем почвы остальных исследованных населенных пунктов. Аналогичная ситуация наблюдается и для выборок, характеризующих содержания хрома в зольной части подавляющего большинства (за исключением энтероморфы и кладостефуса) рассматриваемых видов водорослей, произрастающих в прибрежье Геленджика (табл. 2).

Для кладостефуса и каллитамниона, отобранного в зонах влияния крупных седиментных ландшафтов – городов Новороссийск, Геленджик и Сочи отмечен значительно более высокий по сравнению с другими участками побережья уровень содержания хрома. Причем, такой уровень характерен не для единичных, а для целого ряда проб. Пробы с самыми высокими содержаниями ($6 \cdot 10^{-3}\%$) были при общем расчете заменены как ураганные и не повлияли на уровень среднего содержания по побережью в целом.

Ряды уменьшения содержаний хрома в зольной части водорослей, отобранных в зонах влияния различных седиментных ландшафтов, построенные по данным табл. 2 выглядят следующим образом (рис. 1а,б):

Ульва: Сочи < Геленджик < Новороссийск < поселки Таманского района

Кладофора: Туапсе < Геленджик < Новороссийск < Сочи < поселки Таманского района

Гелидиум: Поселки Новороссийского района < поселки Таманского района < Геленджик < Сочи < Новороссийск

Церамиум: Поселки Новороссийского района < Геленджик < поселки Таманского района < Новороссийск < Туапсе < Сочи

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

Цистозира: Геленджик <Новороссийск <Туапсе <Поселки Новороссийского района <поселки Таманского района <Сочи

Энтероморфа: Поселки Новороссийского района <Туапсе <Сочи <поселки Таманского района <Новороссийск <Геленджик

Калитамнион: Новороссийск <Поселки Новороссийского района <Туапсе <Геленджик <Сочи

Лауренсия: Геленджик <Поселки Новороссийского района <Геленджик <Сочи, Новороссийск

Кладстефус: Сочи <Поселки Новороссийского района <Геленджик <Новороссийск

Таблица 2

Средние содержания Cr в золе водорослей, отобранных в прибрежной зоне населенных пунктов

Вид водоросли	Среднее по побережью	Новороссийск	Геленджик	Сочи	Туапсе	Поселки Новороссийского района	Поселки Таманского района
ульва	3,45	3,57	1,24	1,14	-	-	5,72
кладофора	2,23	2,09	1,87	2,42	1,65	-	8,75
гелидиум	2,54	4,08	2,14	2,44	0,00	1,45	2,00
церамиум	2,40	2,40	1,80	3,90	2,50	1,51	2,00
цистозира	2,40	1,65	0,85	4,20	1,80	2,50	3,00
энтероморфа	2,90	4,58	8,79	2,34	2,25	1,88	3,00
калитамнион	4,92	10,4	1,50	1,84	1,00	0,60	-
лауренсия	1,83	2,02	0,73	2,00	-	0,80	-
кладостефус	5,32	5,39	4,00	1,21	-	3,00	-

Пробы калитамниона, отобранные в прибрежье Новороссийска, содержат аномально высокие (по сравнению со всеми остальными) содержания хрома. Сравнимые содержания отмечены только в пробах кладофоры, отобранной в прибрежье поселков Таманского полуострова.

В прибрежье Сочи максимальные содержания хрома характерны для цистозир, в прибрежье Геленджика – для кладостефуса.

Выводы:

1. Большинство исследованных водорослей содержит в зольной части близкие по значению количества хрома. По сравнению с остальными видами, наименьшие средние содержания хрома характерны для зольной части лауренсии.
2. Большинство исследованных видов, произрастающих в прибрежной зоне Геленджика (за исключением энтероморфы и кладостефуса) содержит в своей зольной части меньшее количество хрома, чем произрастающие в прибрежье Новороссийска и Сочи. Аналогичная закономерность отмечается и для почв данных населенных пунктов.
3. В условиях прибрежной зоны Новороссийска концентраторами хрома являются калитамнион и кладостефус, в условиях прибрежных территорий поселков Тамани – кладофора и ульва.

Работы выполнены при финансовой поддержке проекта базовой части госзадания Министерства образования и науки РФ, 1894.

IX Международная биогеохимическая школа

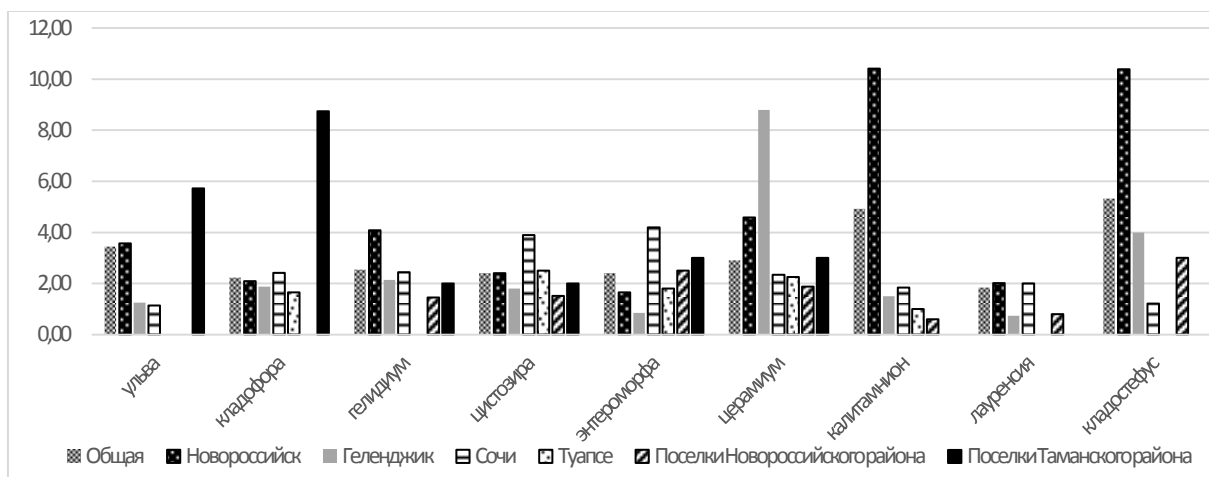
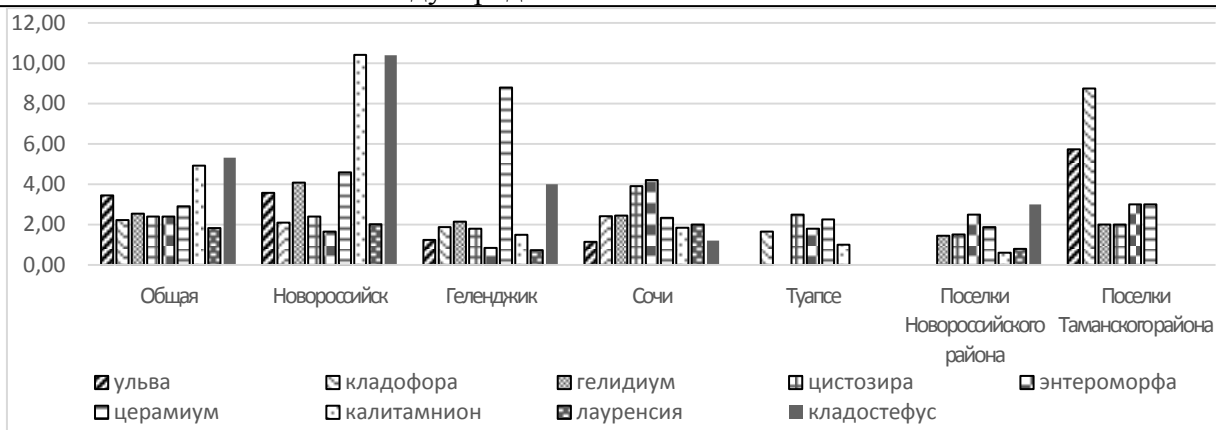


Рисунок 1. Среднее содержание хрома в зольной части водорослей, произрастающих в зонах влияния селитебных ландшафтов Черноморского побережья РФ

М.В.Панина

**ИЗМЕНЕНИЕ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО СТОКА МАЛЫХ РЕК
ПРОВИНЦИИ ЗАУРАЛЬСКОГО ПЕНЕПЛЕНА**

M.V.Panina

**CHANGE OF HYDROCHEMICAL FLOW OF SMALL RIVERS OF THE
TRANS-URAL PENEPLEN PROVINCE**

ФГБОУ ВПО Челябинский государственный педагогический университет, 454080,

г. Челябинск, пр. Ленина, 69, тел. +7(351) 216-36-00, факс. +7 (351) 265-77-53

E-mail: panina80@mail.ru

Аннотация: Выявлены ведущие факторы и причины формирования гидрохимического стока малых рек провинции Зауралья, описаны природные факторы определяющие режим. В структуре качественного состава выделены группы биогенных веществ и микроэлементов. В результате анализа определены гидрохимические показатели, превышающие ПДК, рассчитана минерализация воды и ионный сток малых рек в период летне-осенней межени.

Abstract: The leading factors and the reasons of formation of hydrochemical flow of small rivers in the Trans-Ural province are revealed, and the natural factors determining the water regime are described. In the structure of qualitative structure, the groups of biogenic substances and microcells are identified. As follows from the analysis, the hydrochemical indices exceeding the MAC are defined, the water mineralization and the ionic flow of small rivers during the summer-fall low-water period is calculated.

Формирование гидрохимического режима рек провинции Зауралья является результатом природных химических и гидроклиматических процессов происходящих на водосборах рек. Однако современная антропогенная нагрузка и усиливающиеся техногенные процессы приводят к изменению гидрохимических параметров воды и резкому их колебанию. При этом природные особенности водосборов, их малая площадь, низкие скорости течения и не большие объемы стока только уменьшают самоочищающую способность и определяют качественный состав водной среды. Особую роль для провинции Зауралья имеют условия увлажнения и характер подстилающей поверхности. Подветренные пологие восточные склоны Южного Урала, находятся в переходной зоне увлажнения, и бассейны рек оказываются своими верховьями на склонах, а нижнее течение уже на более выровненных водоразделах.

Провинция Зауральского пенеплена включает подзоны предгорной лесостепи на севере и средней лесостепи на юге изучаемой территории. Водосборы рек Бишкиль, Биргильда полностью расположены в средней лесостепи, река Зюзелга верхним течением охватывает предгорную лесостепь, река Уй правыми притоками охватывает не большую часть подзоны ковыльно-разнотравной степи входящей в Урало-Тобольское междуречье.

Гидрографическая сеть рек Зауральской провинции (р. Бишкиль, р. Биргильда, р. Зюзелга - притоки р. Миасс), р. Уй принадлежат бассейнам рек притоков реки Тобол и относятся к бассейну реки Обь. Реки расположены на денудационно-эрозионной платформе, образованной в результате третичных отложений и является слабовсхолмленной. Долины рек не глубокие, слабо врезаны, что связано с понижениями и повышениями базиса эрозии в ходе трансгрессий моря и интенсивным формированием боковой эрозии, приведшей к меандрированию. В связи, с чем долины рек расширены и заболочены. Бассейны рек вытянуты в восточном направлении и понижаются от 300 до 100 м над уровнем моря, за исключением реки Уй, верховья которой расположены на высоте более 500 м над уровнем моря.

Горные породы, слагающие бассейны рек отражают сложность строения Восточного склона Урала и представляют собой преимущественно для рек Бишкиль, Биргильда и Зюзелага девонские ($D_{2,3}$) и силурийские (S_1) породы представленные известняками, кремнистыми и базальтовыми сланцами, песчаниками, в с выходами гранитов и

гранитогайсов. Каменноугольные (C_{2-3}) отложения – конгломераты, кремнисто - глинистые сланцы. В бассейне реки Уй преимущественно ордовикские (O_2) аргиллиты и алевролиты песчаники с систематическими выходами гранитных интрузий перемежающиеся с протерозойскими породами (R_2) сланцами, слюдами, мраморами. Четвертичные отложения в бассейнах рек представлены гравием, суглинками и супесью, в поймах представлены аллювиально - делювиальными наносами. К основным формам рельефа водосборов рек относятся балки, овраги, карстовые образования и западины.

Почвы в бассейнах рек преимущественно деградированные и осолоделые черноземы. Питание рек Зауралья происходит за счет атмосферных осадков и грунтовых вод. Из этих двух источников основным является питание атмосферными осадками (в том числе и талым снегом), составляющее 80 %; на долю грунтовых вод приходится 20 %. По водному режиму и типу гидрографа реки относятся к Казахстанскому типу (по классификации Б.Д.Зайкова), что характеризуется резко выраженной высокой волной весеннего половодья и маловодностью в остальное время года. Континентальность климата нарастает с северо-запада на юго-восток и слой стока уменьшается вслед за уменьшением количества осадков также с северо-запада на юго-восток. Ледостав наступает в среднем в конце ноября или в начале декабря. Вскрываются реки в середине апреля. Средняя продолжительность ледостава - около 4 месяцев.

На формирование гидрохимического состава природных речных вод оказывают влияние химический состав и свойства горных пород, почв и жизнедеятельность организмов. В свою очередь хозяйственная деятельность человека в бассейнах рек лесостепного Зауралья имеет совершенно определенную направленность, что приводит к резкому увеличению минерализации вод, повышению концентраций биогенных элементов и в некоторых случаях тяжелых металлов.

Исследованные речные воды относятся к гидрокарбонатному классу кальциевой группы первого типа (C^{Ca_1}) формирующиеся при взаимодействии природных растворов с изверженными породами [1].

Минерализация природных вод в этой части Зауралья определяется сложным минеральным составом горных пород при переходе от Восточно- Уральское поднятия к прогибу с осадочным чехлом. Уровненный режим рек отличается большой изменчивостью. Амплитуда колебания возрастает вниз по течению рек по мере увеличения площади водосбора.

Отмечается высокая минерализация вод (до 900 мг/л) в водах реки Зюзелга, Уй, Бишкиль. Только воды реки Биргильда показывают концентрацию до 500 мг/л. Повышенная минерализация формируется в период летне - осенней межени, когда расходы воды падают, а подземные воды начинают истощаться, что приводит к увеличению концентраций веществ (рис.1).

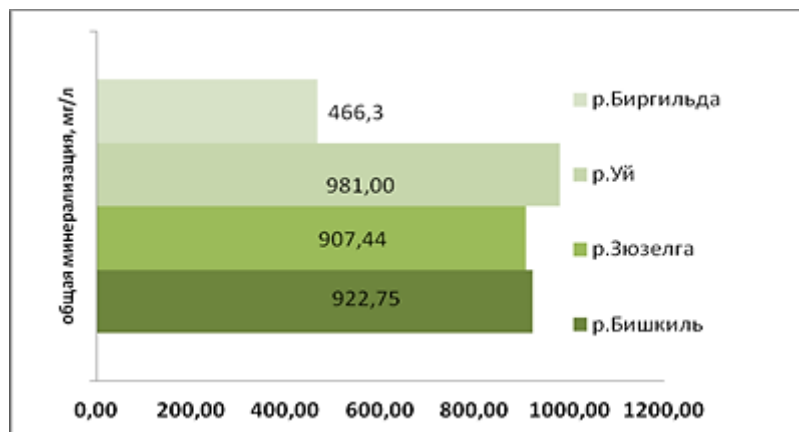


Рис.1. Минерализация речных вод лесостепного Зауралья в период летне-осенней межени

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

Изменения минерализации связано с сезонными колебаниями водности рек. Наибольшие значения отмечаются в период летне-осенней межени и редко зимней межени. Минимальные концентрации отмечаются в период весеннего подъема вод. В структуре гидрохимических компонентов выделяются группа биогенных веществ и микроэлементов. Где особую роль играют подгруппа азота.

Поскольку водосборы исследуемых рек являются зонами активного земледелия и вовлечены в сельскохозяйственное производство, содержание азотной группы веществ в водах отмечается во все сезоны года (рис.2). Наибольшие показатели отмечаются в осенний период, когда идет распад органического вещества растений.

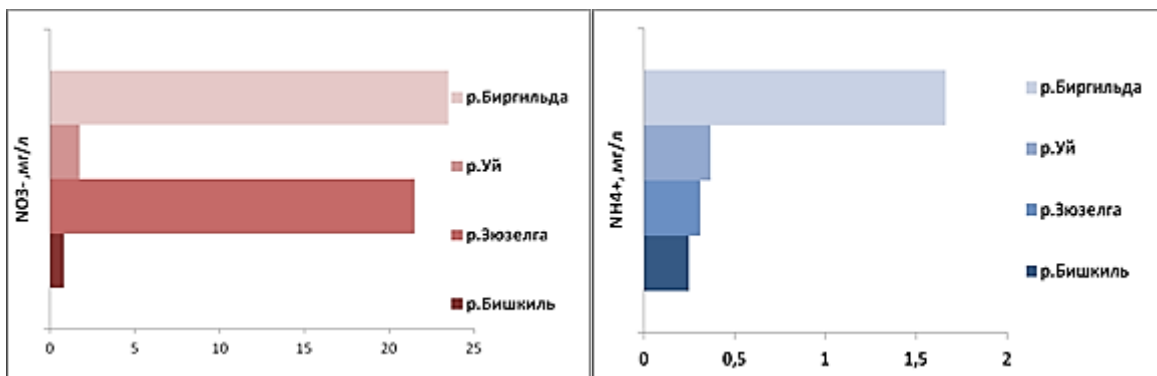


Рис.2. Содержание азота нитратов и азота аммония в речных водах лесостепного Зауралья.

Усиливающаяся роль азотной группы веществ в воде рек Биргильда и Зюзелга определяется еще и развитием животноводческого комплекса, вблизи челябинской городской агломерации, строительством свиноводческих и птицеводческих ферм и крупных агрофирм с полным циклом производства.

Вовлечение водной массы рек в хозяйственный оборот идет интенсивно и связано с использованием вод на сельскохозяйственные нужды в первую очередь, затем в качестве источников питьевого водоснабжения и на промышленно - производственные цели.

Водородный потенциал речных вод склоняется в слабо - щелочную сторону и колеблется от 7,5 до 8,0. Формируется рН под действием выщелачивания алюмосиликатов и колебания климатических условий в бассейнах рек.

Особенностью формирования катионного состава речных вод является преобладание ионов натрия в структуре главных катионов (рис.3).

Ведущими процессами, приводящими к поступлению натрия в воды являются осадочные породы и растворимые соли натрия. Большое значение имеют также биологические процессы, протекающие на водосборе, в результате которых образуются растворимые соединения натрия. Также, натрий поступает в речные воды со сточными водами, но при этом его концентрации не велики.

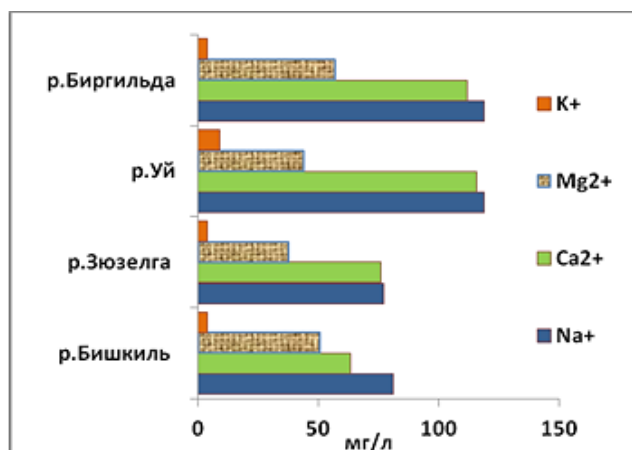


Рис.3. Содержание главных катионов в речных водах.

Железо и марганец являются типичными макрокомпонентами для речных вод, их присутствие определяется водородным показателем, окислительно-восстановительным потенциалом и содержанием кислорода. Поскольку величины рН в речных водах стремятся в щелочную сторону, это является ограничивающим показателем в повышении концентраций металлов. Кроме того, адсорбция на глинистых частицах также препятствует высоким значениям макроэлементов. Высокое содержание марганца отмечается во всех створах изученных водоемов, в нижних течениях рек, отмечаются повсеместные превышения ПДК от 2 до 20 ПДК (рис.4).

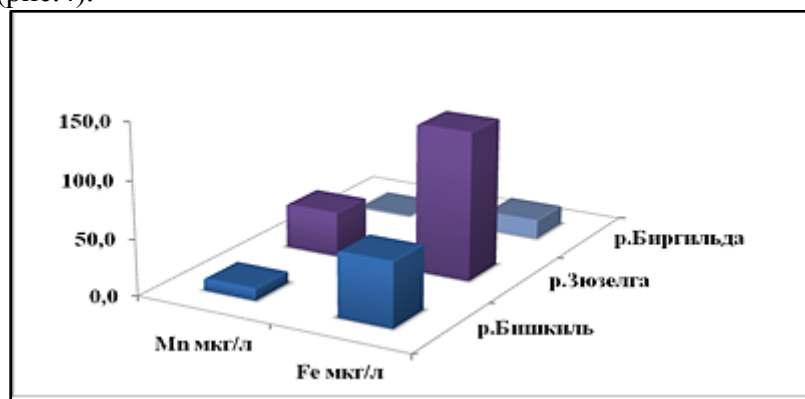


Рис.4. Содержание железа и марганца в речных водах

Отмечается зависимость концентраций меди, свинца, цинка и кадмия от кислотности водной среды, при рН -7,5, при средних значениях 7,8 - 7,9 для рек Зауралья концентрация меди и цинка возрастают до 5,87 и 19,5 мкг/л соответственно в нижнем течении реки Бишкиль вблизи поселка Туктубаево. Значения превышают ПДК для рыбохозяйственных водоемов. Отмечается увеличение концентраций кадмия до 0,16 и свинца до 5 мкг/л. Регулярно повышенные значения, по меди отмечаемые в разные сезоны года, указывают, вероятно, на их природное происхождение и, учитывая высокий геохимический фон, можно указать на то, что концентрации находятся в пределах естественного фона.

Количество взвешенных веществ от 2 до 11 мг/л. При низких поверхностных скоростях течения, преимущественно на плесах, взвешенные частицы выпадают в осадок, дно покрывается рыхлым субстратом и зарастает макрофитами. Жесткость воды высокая от 8 до 12 мг-экв/дм³, определяется присутствием ионов кальция и магния.

При анализе ионного стока рек провинции Зауралья было определено, что ионный сток в период летне-осенней межени колеблется от 81 мг/с в створах реки Биргильда до 2040 мг/с в створе реки Уй. Ионный сток определен суммарным содержанием химических веществ в воде и водным стоком реки в меженный период. Значения ионного стока подвержены сезонным колебаниям и даже в периоды половодья остаются высокими.

Таким образом, в ходе изучения гидрохимического стока малых рек провинции Зауралья, были выделены природные факторы имеющие ведущую роль в формировании химического стока. К ним относятся изменяющиеся в пространстве условия увлажнения территории и геохимический природный фон. Именно указанные условия и определяют присутствие некоторых микроэлементов в водах рек. Кроме того, определены группы веществ, выделяющиеся в структуре суммарной минерализации, выявлены показатели, превышающие ПДК для рыбохозяйственных водоемов. Несомненно, к факторам, определяющим повышенные концентрации ингредиентов, относятся как природные – ведущие, так и антропогенные, преимущественно связанные с сельскохозяйственным производством на водосборах. Сочетание сложных геологических условий и влияние человеческой деятельности во многом формируют гидрохимический режим рек.

Литература

1. Алекин О. А. Основы гидрохимии [Текст] / О.А.Алекин. - Л: Гидрометеиздат, 1970. - 443 с.

**Д.М. Безматерных, В.В. Кириллов, А.В. Пузанов,
И.А. Алексеев, О.Н. Вдовина**
**ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ
ВОДОТОКОВ ПОЗИЦИОННОГО РАЙОНА КОСМОДРОМА
«ВОСТОЧНЫЙ» КАК ОСНОВА СОЗДАНИЯ СИСТЕМЫ ЕГО
ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА**

D.M. Bezmaternykh, V.V. Kirillov, A.V. Puzanov, I.A. Alekseev, O.N. Vdovina
**ASSESSMENT OF ECOLOGICAL STATE OF STREAMS AT
POSITIONAL SITE OF "VOSTOCHNY" SPACEPORT AS THE BASIS
FOR CREATION OF ENVIRONMENTAL MONITORING SYSTEM**

Институт водных и экологических проблем СО РАН

E-mail: bezmater@iwep.ru

Аннотация. В статье представлены современные данные о водно-экологической обстановке на территории позиционного района космодрома «Восточный» с использованием гидрохимических показателей. Показано, что система мониторинга космодрома должна стать частью ведомственного экологического мониторинга Роскосмоса, и в то же время она должна быть тесно связана с существующей системой мониторинга Росгидромета. Даны рекомендации по разработке системы экологического мониторинга поверхностных вод, предложены створы для регулярного отбора проб и оптимальные методы биологического анализа.

Abstract. The paper presents the modern water-ecological situation at the positional site of “Vostochny” spaceport using the hydrochemical indicators. It is shown that the monitoring system of the spaceport should be a part of departmental environmental monitoring of “Roscosmos”, and at the same time it should be closely related with the existing monitoring system of “Roshydromet”. Recommendations on the monitoring program elaboration were made, optimal sites for regular sampling were specified and the methods for biological analysis were proposed.

«Восточный» – новый российский космодром, строящийся в Амурской области, в Дальневосточном федеральном округе. Его строительство началось в 2011 г., ввод в эксплуатацию запланирован на конец 2015 г. Территория позиционного района космодрома располагается в бассейне р. Зея, на границе среднего и нижнего ее течения. Речная сеть позиционного района представлена преимущественно малыми реками, берущими начало в пределах пологоувалистых и холмистоувалистых поверхностей водораздела рек Амур и Зея, образованных ими I–IV надпойменными террасами [1].

В период с 28 июня по 2 июля 2014 г. (до летне-осеннего паводка) на территории космодрома Восточный были проведены экспедиционные исследования водотоков, дренирующих эту территорию. Всего было обследовано 9 водотоков, среди которых: большая река Зея, две средних реки – Большая Пёра и Ора; одна малая – Гальчиха; пять ручьев: Иверский, Охотничий, Золотой, Серебряный и Медный. Данная работа является продолжением начатых в 2013 г. (после летне-осеннего паводка) исследований влияния строительства космодрома «Восточный» на экологическое состояние водных объектов его позиционного района [2, 3].

Временная организация водных экосистем района в настоящее время в основном определяется природным по происхождению фактором – муссонным характером климата Амурской области. Основные черты гидрологического режима рек – многократные дождевые паводки, превышающие по объему водного стока половодье, колебания уровня воды со значительными амплитудами практически в течение всего безледного периода, отсутствие водного стока зимой в малых водотоках в результате перемерзания.

Строительство на территории космодрома на отдельных участках водосборных бассейнов привело к изменению поверхностного стока и водного режима малых водотоков, вплоть до формирования бессточных участков. В результате строительства дорог на

некоторых участках поймы и береговая полоса водотоков нарушены (засыпаны гравием или валунами), при строительстве объектов линейной инфраструктуры созданы условия для замедления миграции грунтовых вод.

Ландшафтно-гидрологические особенности водотоков определяют низкую минерализацию и содержание биогенных веществ, низкий уровень загрязнения воды органическими веществами. В 2014 г. общая минерализация вод ($43,6\text{--}112\text{ мг/дм}^3$) соответствовала гипогалинным водам. Среди анионов наибольшим содержанием отличались гидрокарбонат-ионы – до $61,0\text{ мг/дм}^3$, на втором месте – сульфат-ионы ($6,20\text{--}40,8\text{ мг/дм}^3$). По величине жесткости вода исследованных водотоков относилось к категории очень мягких ($0,3\text{--}0,8\text{ мг-экв./дм}^3$). Водородный показатель воды везде был нейтральный или слабощелочной близкий к нейтральному (не более 7,9).

В большинстве исследованных малых водотоков содержание минеральных форм азота (нитритов, нитратов, аммония) и общего фосфора по классификации [4] соответствовало «предельно чистым» и «чистым» водам. Для крупных рек, таких как Зея и Б. Пёра характерно повышенное содержание нитратов и аммония (класс качества – «загрязненная» и «грязная вода»). В р. Ора и руч. Охотничий величина БПК₅ соответствовала уровню «чистых вод» ($1,0\text{ мгО/дм}^3$), в прочих водотоках – «удовлетворительной чистоты» (до $2,4\text{ мгО/дм}^3$ в р. Б. Пёра).

Водотоки характеризуются высоким содержанием растворенного в воде кислорода. Наибольшие его значения ($10,1\text{--}10,4\text{ мг/дм}^3$) отмечены в ручьях Золотой и Серебряный. В прочих водотоках содержание кислорода несколько ниже, но все же остается высоким (не менее $6,24\text{ мг/дм}^3$). О благоприятных кислородных условиях свидетельствует также положительная величина окислительно-восстановительного потенциала ($315\text{--}354\text{ мВ}$).

Полученные данные о содержании в поверхностных водах растворенных форм соединений тяжелых металлов и микроэлементов свидетельствуют о наличии, даже в пределах небольшой территории позиционного района, пространственной неоднородности распределения этих химических элементов. Концентрации большинства проанализированных элементов крайне низкие, для некоторых – ниже предела обнаружения. Значимые концентрации отмечены только для Fe и Mn в некоторых водотоках, что, вероятно, обусловлено локальным геохимическим фоном этих металлов, связанным с наличием заболоченных водосборов.

Общий анализ результатов исследований 2013–2014 гг. [2, 3], показал, что современная водно-экологическая обстановка позиционного района создаваемого космодрома соответствует категории «относительно удовлетворительная». Последствий негативного воздействия процессов строительства объектов космодрома на экосистемы водотоков района не выявлено. Водотоки территории района по гидрологическим, гидрохимическим и гидробиологическим характеристикам являются типичными малыми и средними реками бассейна р. Зея. Значительная проточность водотоков вследствие их расположения в условиях муссонного климата, а также высокое содержание кислорода, отсутствие загрязнения органическими веществами и тяжелыми металлами обеспечивают высокий потенциал физического и химического самоочищения, что создает благоприятные условия для самоочищения, в том числе от нефтепродуктов несмотря на низкий уровень развития биоценозов.

Недостаточность современной информации о водотоках и предполагаемое, в связи с созданием космодрома, увеличение воздействия техногенных факторов на водные и наземные экосистемы, определяет необходимость разработки программы и организации комплексного экологического мониторинга водотоков и их водосборных бассейнов.

Система экологического мониторинга позиционного района космодрома «Восточный» должна стать компонентом системы ведомственного экологического мониторинга Роскосмоса. В структуре Роскосмоса ФГУП "ЦЭНКИ" (Центр эксплуатации объектов наземной космической инфраструктуры) является головным предприятием по

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

экологическому мониторингу территории космодрома "Байконур" и районов падения отделяющихся частей ракет-носителей и ракет, осуществляющих запуски космических аппаратов различного назначения с космодрома "Байконур", т.е. отвечает за ведение ведомственного экологического мониторинга. Для реализации этой задачи на предприятии создано управление обеспечения экологической безопасности объектов наземной космической инфраструктуры.

В рамках отдельных объектов космической инфраструктуры (например, космодромов) сформированы системы производственного экологического мониторинга (ПЭМ), как подсистемы ведомственного экологического мониторинга. Мониторинг источников антропогенного воздействия объектов космодрома «Байконур» мало отличается от мониторинга общепромышленных объектов [5]. Например, на космодроме "Байконур" в составе филиала ФГУП "ЦЭНКИ" – Космический центр "Южный" существует сектор экологического мониторинга. Целесообразно создание аналогичной структуры на космодроме «Восточный».

Система ПЭМ позиционного района космодрома (ПРК) «Восточный» должна быть открытой. В дальнейшем по мере ввода новых объектов и выявления их влияния на природные среды и компоненты мониторинг будет расширяться. ПЭМ должна взаимодействовать с другими источниками информации, базами данных, средствами их получения и обработки [6].

ПЭМ должен осуществляться так, чтобы он мог включиться в систему государственного мониторинга Российской Федерации, региональные системы мониторинга, в первую очередь Амурской области, а также системы общественного контроля. Указанные системы мониторинга должны быть законодательно и методически согласованными, действовать во взаимосвязи.

Создание системы гидрохимического мониторинга ПРК «Восточный» следует рассматривать как развитие и дополнение системы государственного мониторинга бассейна р. Зея на основе предложений А.М. Никанорова [7], которые включают: внедрение автоматизированных полипараметрических измерительно-информационных комплексов, современных беспроводных коммуникаций, новых информационных технологий обработки и анализа данных с постов наблюдательной сети, а также методов дистанционного мониторинга; обеспечение в соответствии с требованиями международных стандартов передвижными гидрохимическими лабораториями, плавсредствами; развитие пунктов наблюдательной сети Росгидромета, включая открытие новых, возобновление работ во временно нефункционирующих и закрытых пунктах наблюдений, совершенствование программ наблюдений, восстановление периодичности отбора проб до нормативного уровня; проведение токсикологического мониторинга, предваряющего химический, особенно в местах с интенсивным антропогенным воздействием; создание на основе ГИС-технологий унифицированных автоматизированных систем обработки, обобщения и представления данных о состоянии и загрязненности поверхностных водных объектов; расширение доступности информации о результатах государственного мониторинга водных объектов в Интернете, в том числе в понятных для населения формах.

Для выявления факта токсического загрязнения водотоков космодрома целесообразно будет использовать экспресс-методы биотестирования, а для выявления его возможных биологических и экологических последствий – методы хронических испытаний [8]. Экспресс-методы характеризуются относительной избирательностью, сравнительно низкими чувствительностью и экологической значимостью. Поэтому для надежного выявления токсических агентов с различной направленностью действия необходимо одновременно использовать комплекс методов, включающий различные тест-объекты. В список таких тест-систем могут быть включены, в частности, иммобилизованные ферменты, люминесцирующие бактерии, интенсивность свечения которых изменяется при токсических воздействиях, водоросли, состояние которых регистрируется методами

флуоресценции, инфузории разных видов. Основными достоинствами этих методов являются их оперативность, простота регистрации результатов, пригодность для экспедиционных условий.

Для сбора натуральных данных на ПРК «Восточный» целесообразно организовать структурное подразделение, сходное по функциям с постом 3 категории системы Росгидромета, которые располагаются в районах городов с населением до 0,5 млн жителей, на замыкающих участках больших и средних рек, в устьях загрязненных притоков больших рек и водоемов, в районах организованного сброса сточных вод, в результате чего вода имеет низкий уровень загрязненности [9].

Поскольку большинство водных объектов ПРК «Восточный» это малые водотоки с еще несформировавшимися планктонными сообществами, для биоиндикации их экологического состояния космодрома целесообразнее применять метрики, учитывающие состав и структуру сообществ, связанных с донными отложениями и твердыми субстратами.

Согласно [10] бассейн р. Зея отнесен ко второй группе водных объектов, здесь состояние макрозообентоса характеризуется низкой численностью. Относительная численность олигохет плохо отражает изменения уровня загрязненности (доля олигохет примерно одинакова на участках выше и ниже источников загрязнения), поэтому индекс Гуднайта-Уитлея для данных водных объектов малоинформативен. Видовое разнообразие организмов зообентоса уменьшается при увеличении уровня загрязненности, в связи, с чем более информативным является биотический индекс Вудивисса (ТВІ – Trent Biotic Index). Аналогичные данные применения индекса Гуднайта-Уитлея были также получены для водотоков, расположенных в районе космодрома, также на этих водотоках были апробированы: ТВІ, Extended Biotic Index (ЕВІ), Biological Monitoring Working Party Index (ВМWР), Indece Biologique Global Normalize (ІВGN) широко использующиеся в странах ЕС и США [11, 12]. Индексы ЕРТ (доля личинок поденок, веснянок и ручейников в зообентосе) и ЕВІ также были апробированы на водотоках Приморского края и рекомендованы для государственного мониторинга на Дальнем Востоке [13].

Таким образом, для биоиндикации водотоков ПРК «Восточный» наиболее целесообразно использовать сообщества макрозообентоса, в качестве биотических индексов рекомендуется использовать широко применяемые в странах ЕС и США ЕВІ, ВМWР, ІВGN, а также классические индексы ТВІ и ЕРТ.

Проведенные нами исследования также позволили получить данные, которые можно использовать для выделения эталонных створов на участках рек выше по течению от объектов инфраструктуры космодрома «Восточный». Можно также использовать существующие посты ФГБУ «Амурский ЦГМС» на р. Зея в районе пос. Чагоян и на р. Б. Пера у г. Шимановск.

Выбор контрольных створов должен быть увязан с размещением конкретных объектов инфраструктуры, имеющих организованный или диффузный сток в водотоки (ниже по течению), и на участках рек ниже по течению зоны влияния ПРК в качестве замыкающих створов, дающих интегральную информацию об уровне воздействия на водные объекты. Также можно задействовать существующие посты ФГБУ «Амурский ЦГМС» на р. Зея в районе с. Мазаново и на р. Б. Пера у с. Дмитриевка.

Исследования выполнены в рамках НИР «Восток-Экомониторинг» (государственный контракт №671–8408/12).

Литература

1. Гидроэкологический мониторинг зоны влияния Зейского гидроузла. – Хабаровск: ДВО РАН, 2010. – 354 с.

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

2. Пузанов А.В., Кириллов В.В., Безматерных Д.М. Оценка современной водно-экологической ситуации позиционного района космодрома «Восточный» // Мир науки, культуры, образования. – 2014. – № 3. – С. 415–418.
3. Пузанов А.В., Кириллов В.В., Безматерных Д.М., Зарубина Е.Ю., Вдовина О.Н., Ким Г.В., Котовщиков А.В., Митрофанова Е.Ю. Современное экологическое состояние водотоков территории космодрома «Восточный» // Космодром «Восточный» – будущее космической отрасли России: Матер. II Всерос. науч.-практ. конф. – Благовещенск: Изд-во БГПУ, 2013. – Т.2. – С. 79–88.
4. Окснюк О. П., Жукинский В. Н., Брагинский П. Н., Линник П. Н., Кульменко М. И., Кленус В. Г. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. – 1993. – Т. 29, № 4. – С. 62–76.
5. Кондратьев А.Д., Кречетов П.П., Королева Т.В., Черницова О.В. Космодром «Байконур» как объект природопользования. – М.: Пеликан, 2008. – 176 с.
6. Саксонов М.Н., Абалаков А.Д., Данько Л.В., Бархатова О.А., Балаян А.Э., Стом Д.И. Экологический мониторинг нефтегазовой отрасли. Физико-химические и биологические методы. – Иркутск: Иркут. ун-т, 2005. – 114 с.
7. Никаноров А.М. Качество водных ресурсов Российской Федерации и совершенствование системы наблюдений // Проблемы безопасности в водохозяйственном комплексе России. – Краснодар: ООО «Авангард плюс», 2010. – С. 360–369.
8. Филенко О.Ф., Михеева И.В. Основы водной токсикологии. – М.: Колос, 2007. – 144 с.
9. Р 52.24.309–2004. Руководство. Организация и проведение режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши на сети Росгидромета.
10. РД 52.24.84–89. Руководящий документ. Оценка качества поверхностных вод по макрозообентосу.
11. Безматерных Д.М., Вдовина О.Н. Зообентос водотоков позиционного района космодрома «Восточный» (Амурская область) // Чтения памяти Владимира Яковлевича Леванидова. – 2014. – Вып. 6. – С. 88-98.
12. Безматерных Д.М., Вдовина О.Н. Современное состояние сообществ донных беспозвоночных водотоков позиционного района космодрома "Восточный" // Рыбоводство и рыбное хозяйство. – 2015. – № 1-2. – С. 8-12.
13. Вшивкова Т.С., Омельченко М.В., Бурухина Е.В., Самчинская Л.П., Сибирская Е.К. Оценка влияния Партизанской ГРЭС на экологическое состояние р. Партизанская и р. Ключ Лозовый // Чтения памяти В.Я. Леванидова. – Вып. 3. – Владивосток, 2005. – С. 139–155.

**А.В. Пузанов, С.В. Бабошкина, Т.А. Рождественская, С.Н. Балыкин
НЕКОТОРЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ВОДНОЙ МИГРАЦИИ ЖЕЛЕЗА И
МАРГАНЦА В РАЗЛИЧНЫХ ПО ВОДНО-ФИЗИЧЕСКИМ
СВОЙСТВАМ ГОРНО-ЛЕСНЫХ ТЕМНО-СЕРЫХ ПОЧВАХ
СЕВЕРНОГО АЛТАЯ**

**S.V. Baboshkina, A.V. Puzanov, T.A. Rozhdestvenskaya, S.N. Balykin
SOME PATTERNS OF WATER MIGRATION OF Fe AND Mn IN
DIFFERENT MOUNTAIN-FOREST DARK GREY SOILS OF NORTH
ALTAI**

Институт Водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул,
E-mail: svetlana@iwep.ru, rtamara@iwep.ru

Аннотация. В условиях лабораторного модельного эксперимента в почвенных колонках показано влияние изменения водопроницаемости горно-лесных темно-серых почв водосборного бассейна р. Майма (Северный Алтай) на процессы водной миграции типоморфных в лесных ландшафтах микроэлементов – Fe, Mn. Показано, что, по мере снижения водопроницаемости почвы и смене инфлюкционного типа движения влаги на фильтрационный, содержание Fe и Mn в почвенных фильтратах может увеличиваться, за счет более длительного контакта влаги с почвой и вовлечением «запасов» металлов из застойных зон внутриводного пространства. Миграции растворенных форм железа может препятствовать процесс сульфатредукции.

Abstract. The laboratory model experiment demonstrates the effect of permeability change in mountain-forest dark gray soils of the Mayma river basin (North Altai) on water migration of typomorphic trace elements (Fe, Mn) in forest landscapes. With decrease of water permeability of soil and change in moisture movement (from preferential to filtration), the content of Fe and Mn in soil leachate may increase due to the longer contact of moisture with soil and the involvement of metal "stocks" from dry peds zones. Sulfate reduction can hamper migration of dissolved iron.

Одним из основных факторов формирования химического состава поверхностных вод является почвенно-биогеохимическая обстановка водосборного бассейна, роль которой, хотя и неоднократно подчеркивалась В.И. Вернадским и Б.Б. Польшовым и признается большинством исследователей в данной области [1-4], но полностью до сих пор не раскрыта.

Считается, что из всех составляющих водного баланса почв изменчивость водности года больше всего отражается на величине почвенного стока лесных ландшафтов [2]. В данной работе предпринята попытка изучения вертикального внутриводного стока, как важной части гидрохимического стока водосборных бассейнов рек Алтая. Считается, что в выносе веществ с водосбора роль вертикального стока равноценна стоку радиальному [5].

Важным водно-физическим свойством почвы, определяющим ее водный баланс, является водопроницаемость, характеризующаяся большой изменчивостью и зависящая, в том числе, от плотности сложения почвы, структурности, гранулометрического и химического состава, скважности и длительности увлажнения [4].

Считается, что в лабораторных условиях изучение водопроницаемости почв вполне приемлемо, хотя обладает рядом недостатков, основной из которых – более сильный (по сравнению с полевым методом малых заливаемых площадок) дренаж почвенного образца. [6]. В нашей работе для изучения водопроницаемости различных почв и составов их почвенных фильтратов использовались почвенные колонки, отобранные в пластиковые цилиндры, аналогично опытам Острякова. Дождевание почвенных колонок проводилось до установления постоянной скорости водопроницаемости. Подробно методика проведения опытов описана в нашей работе [7].

В ходе экспериментов предстояло определить изменение интенсивности высвобождения в раствор типоморфных в лесных ландшафтах железа и марганца, в зависимости от изменчивости водопроницаемости горно-лесных почв.

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

В качестве объектов исследования были выбраны горно-лесные темно-серые почвы водосборного бассейна р. Майма (приток 1-го порядка р. Катунь, Северный Алтай), под смешанными березово-пихтовыми лесами. Исследования проводили в 2013 году, который отличался экстремально высокой водностью. Почвенные монолиты в колонках отбирали в пластиковые цилиндры в трех повторностях для каждого варианта плотности сложения: 1) естественные условия, 2) уплотненный вариант (тропа в местах выпаса скота), 3) вариант с разрыхлением – насыпные колонки (имитация условий пашни). Почвенные колонки в цилиндрах с перфорированными пластиковыми перегородками и мелкоячеистыми сетками на дне устанавливали вертикально, для отвода гравитационных вод использовали пластиковые воронки. В ходе эксперимента фиксировалось время впитывания каждой порции воды, подаваемой на поверхность монолитов. По этим данным были построены кривые изменения водопроницаемости почв с течением времени [7]. Полученные после насыщения почвы влагой величины скорости потока (в мм/мин) считали коэффициентом фильтрации при единичном градиенте гидравлического напора [4].

За время эксперимента, через колонки с горно-лесной почвой было пропущено 700 мм осадков (в соответствии со среднегодовой нормой осадков за активный биогеохимический период). Почвенные фильтраты в количестве 500 мл (необходимый для химического анализа объем жидкости) отбирали через 6-8 измерений водопроницаемости, за этот период рассчитывалось средневзвешенное значение скорости потока. Фильтраты пропускали через мембранный фильтр. Определение содержания растворимых форм железа и марганца в почвенных фильтратах было выполнено в химико-аналитическом центре ИВЭП СО РАН методом атомно-абсорбционной спектроскопии с использованием электротермической атомизации на приборе SOLAAR M-6. Для калибровок прибора использовали стандартные растворы ГСО, контроль правильности определений проводили с помощью метода добавок. Валовое содержание и концентрацию водорастворимых форм Fe и Mn, образцах почв и их водных вытяжках определяли в аккредитованном Аналитическом центре Института геологии и минералогии СО РАН на атомно-адсорбционном спектрофотометре фирмы Perkin Elmer, модель HGA-600 (электротермическая атомизация с зеемановской коррекцией фона).

Определение общих свойств почвы осуществляли стандартными методами – содержание гумуса определяли методом мокрого сжигания (по Тюрину), pH среды – потенциометрически, гранулометрический состав – по Качинскому.

По содержанию гумуса ($13,5 \pm 0,7\%$), реакции среды ($5,3 \pm 0,1$) и гранулометрическому составу (12-14% ил, 48-55% физическая глина) три варианта горно-лесной темно-серой почвы, различные по плотности сложения оказались существенно схожи между собой. Уплотненный вариант ($0,85 \pm 0,04$ г/см³) горно-лесной почвы (в местах выпаса скота), по сравнению с почвой естественного сложения ($0,68 \pm 0,03$ г/см³) характеризовался более низким значением Eh и меньшей скважностью – 61% (при естественном сложении скважность 69%).

По результатам нашего исследования, постоянная скорость водопроницаемости темно-серой лесной почвы в условиях уплотнения (0,3-0,4 мм/мин) и в варианте насыпных колонок (0,5- 0,6 мм/мин) существенно ниже, чем в вариантах неуплотненной почвы (3,3-4,5 мм/мин). В варианте насыпных колонок, несмотря на большую скважность и высокие показатели скорости впитывания влаги на начальном этапе, постоянная скорость фильтрации ниже, чем в образце естественного сложения и сравнима с таковой в уплотненном образце. Это объясняется тем, что исходная влагопроводящая структура межагрегатного пространства [8] в насыпном монолите (имитация условий пашни) нарушена.

Валовое содержание железа в изученных нами темно-серых горно-лесных почвах (3,1 – 3,6%) соответствует его кларковому содержанию в почвах по А.П. Виноградову – 3,8%Fe [9], тогда как валовое содержание марганца (960-1210 мг/кг) немного превышает величину

его кларка – 850 мгMn/кг [9]. Содержание водорастворимых форм железа в изученных нами горно-лесных почвах изменяется от 2,1 до 2,7 мг/кг (менее 0,01% от валового содержания). Марганца в водных вытяжках горно-лесных почв содержится 0,41-0,73 мг/кг, что составляет 0,03 – 0,06% от валового содержания. Таким образом, интенсивность выщелачивания Mn (о которой можно судить в том числе и по соотношению водорастворимой формы и валового содержания) выше интенсивности выщелачивания Fe.

Содержание железа в почвенных фильтрах горно-лесной темно-серой почвы варьирует существенно – от 80 до 515 мкгFe/л. На начальном этапе эксперимента, когда влага в почвах движется по преимущественным влагопроводящим путям [8] содержание железа в почвенных фильтрах снижается (по сравнению с первоначальным значением) в 1,5 – 10 раз, но затем, с увеличением влажности насыщаемого монолита темно-серой горно-лесной почвы и снижением ее водопроницаемости, содержание железа в почвенных фильтрах, особенно на последних стадиях эксперимента, соответствующих показателю водопроницаемости 0,6 – 0,35 мм/мин, увеличивается до 300-515 мкг/л. Таким образом, чем более выражен в почве «застойный» режим увлажнения и чем существеннее снижен окислительно-восстановительный потенциал почвы, тем более благоприятные условия для образования растворимых форм железа создаются и тем выше концентрации растворенного железа в почвенных фильтрах.

Содержание марганца в почвенных фильтрах горно-лесных темно-серых почв варьирует от 1,5 до 21,8 мкгMn/л. На начальных этапах эксперимента, с увеличением объема воды, пропущенной через почвенную колонку, содержание Mn в фильтрах снижается, но в дальнейшем, со снижением водопроницаемости почвы и, соответственно, показателя Eh, отмечается рост концентрации Mn в фильтрах.

Коэффициенты выноса Fe и Mn, рассчитанные нами по аналогии с коэффициентом водной миграции Перельмана, как отношение содержания элемента в фильтрате (г/л), к его валовому содержанию в почве (%) существенно не различаются и достигают: железа – 0,15, марганца – 0,13.

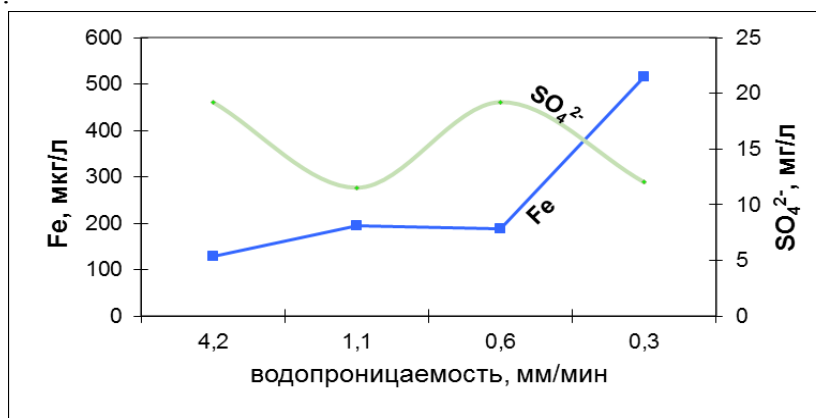


Рис. 1. Совместно определяемые изменения содержания в почвенных фильтрах железа и сульфатов, при различной водопроницаемости горно-лесной темно-серой почвы

Отмечено, что при снижении скорости движения влаги в почвенных монолитах происходит увеличение концентрации Fe и Mn в почвенных фильтрах. Возрастание интенсивности выщелачивания Fe и Mn происходит, на наш взгляд, не только из-за изменения окислительной обстановки на восстановительную в условиях увеличивающейся влажности образца, но и определяется процессами, происходящими при чередовании этапов движения влаги в почве. Быстрое вертикальное нисходящее движение воды по преимущественным путям почвенной толщи (крупным порам, трещинам, карманам) постепенно сменяется медленным фильтрационным типом движения почвенной влаги. Вода при этом уже проникает в более тонкие почвенные поры, смачивает до этого неувлажненные структурные почвенные образования (педы) [8]. Это обеспечивает

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

дополнительное вовлечение в почвенный раствор «резерва» растворимых соединений и определяет повышение содержания растворимых форм Fe и Mn в фильтраатах.

Интенсивность образования миграционноспособных форм железа определяется совместным действия биогеохимических факторов. Так, изменение водного режима горно-лесной почвы (уплотненный вариант) с промывного на застойно-промывной приводит, с одной стороны, к трансформации и переходу Fe в подвижное состояние. Его содержание в почвенных фильтраатах может увеличиваться (рис. 1 этап 2). Однако, присутствие в почве и почвенном растворе сульфатов в анаэробной среде фиксирует миграционноспособную (двухвалентную) форму Fe на месте образования [10] и временно ограничивает его вынос (рис. 4 этап 3). Процесс сульфатредукции с торможением выноса растворенной восстановленной формы Fe [10] происходит до тех пор, пока концентрации сульфатов в почвенном растворе остаются высокие и только после выноса сульфатов содержание растворенных форм железа в фильтраатах почвы при застойно-промывном водном режиме увеличивается (этап 4).

Выводы:

1. По мере снижения водопроницаемости горно-лесной темно-серой почвы (водосборный бассейн р. Майма), содержание растворимых форм железа и частично, марганца в почвенных фильтраатах, как правило, увеличивается – со 150 до 515 мкгFe/л и с 7 до 22 мгMn/кг.. Это происходит за счет постепенной смены окислительных условий среды на восстановительные, а также, за счет увеличения времени контакта влаги с почвой на последних этапах эксперимента, при медленном (фильтрационном) типе нисходящего движения влаги, особенно через внутривредное пространство, с вовлечением «резерва» различных элементов и соединений.
2. Водная миграция железа в горно-лесных темно-серых почвах может приостанавливаться процессом сульфатредукции. Только после выноса сульфатов в фильтраатах почвы при низкой скорости фильтрации наблюдается увеличение содержания растворенных форм железа.

Литература

1. Алекин О.А., Бражникова Л.В. Сток растворенных веществ с территории СССР. – М.: Наука, 1964. – 143 с.
2. Роде А.А. Почвоведение. Гослесбумиздат. 1955. – 291 с.
3. Шварцев С.Л., Савичев О.Г. Эколого-геохимическое состояние крупных притоков Средней Оби // Водные ресурсы. – 1997. – №6. С.762-768.
4. Шеин Е.В. Курс физики почв. Издательство МГУ, 2005. – 432 с.
5. Шитикова Т.Е. Состав лизиметрических вод дерново-подзолистых почв // Почвоведение. – 1986. – №4. – С. 27-38.
6. Качинский Н.А. Физика почвы. Ч.2. Водно-физические свойства и режимы почв. М.: Изд-во «Высшая школа», 1970. – 358 с.
7. Пузанов А.В., Бабошкина С.В., Рождественская Т.А., Балыкин С.Н. Водопроницаемость горно-лесных и степных почв Алтая как фактор выщелачивания макроионов (модельный эксперимент в почвенных колонках) // Вестник Алтайского государственного аграрного университета. 2014. – №7(117). – с. 48-55.
8. Умарова А.Б. Иванова Т.В., Кирдяшкин П.И. Гравитационный поток влаги и его роль в эволюции почв: прямые лизиметрические исследования.// Вестник ОГУ, 2006, №6. С. 102 – 109.
9. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: АН СССР, 1957. 234 с.
10. Зайдельман Ф.Р., Дзизенко Н.Н., Черкасс С.М. Влияние глееобразования и сульфатредукции на разных породах на свойства лизиметрических вод (модельный эксперимент). // Почвоведение. – 2013. – №9. – С. 1073-1083.

**А.В. Пузанов, Т.А. Рождественская, С.В. Бабошкина, С.Н. Балыкин
ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ СТОК РЕК ГОРНОГО АЛТАЯ В
ЭКСТРЕМАЛЬНЫЕ ДОЖДЕВЫЕ ПАВОДКИ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ
ПОЧВЕННО-ГЕОХИМИЧЕСКИХ УСЛОВИЙ ВОДОСБОРНЫХ
БАССЕЙНОВ**

**A.V. Puzanov, T.A. Rozhdestvenskaya, S.V. Baboshkina, S.N. Balykin
HYDROCHEMICAL RUNOFF OF GORNY ALTAI RIVERS IN EXTREME
RAINFALL FLOODS IN TERMS OF SOIL AND GEOCHEMICAL
CONDITIONS OF CATCHMENTS**

ИВЭП СО РАН, г. Барнаул, ул. Молодежная, 1
8 (3852) 66 65 16, E-mail: rtamara@iwep.ru

Аннотация. Исследован гидрохимический сток рек Горного Алтая в экстремальный дождевой паводок 2014 г. Выявлены низкие концентрации макроионов и повышенные – соединений минерального азота в поверхностных водах. В речных водах ландшафтов, испытывающих антропогенное влияние, преобладают соединения тяжелых металлов во взвешенной форме, водах рек фоновых территорий – в растворенной. Закономерности формирования состава гидрохимического стока рек в зависимости от физико-географических провинций в условиях экстремального паводка практически неуловимы даже для типоморфных элементов.

Abstract. The hydrochemical runoff of the rivers of Gorny Altai in extreme rainfall flood of 2014 is studied. Low concentration of macroions and the increased content of mineral nitrogen compounds in surface waters are revealed. In river waters of landscapes subject to anthropogenic impact, heavy metal compounds in suspended form prevail, while the soluble compounds dominate in river waters of the background territories. The features of the formation of the hydrochemical flow composition in different physiographic provinces during the extreme flood are almost subtle even for typomorphic elements.

Формирование химического состава природных вод зависит от многих факторов и процессов. В зоне гипергенеза к ним относятся климат, рельеф, тип горных пород, наличие органического вещества, растворение, выщелачивание, обменные реакции, сорбция и др. Сочетание этих факторов и процессов в конкретных условиях определяет тот или иной химический состав природных вод. Почва как компонент биогеоценоза служит своеобразным экраном, фильтром, изменяющим состав проходящих через нее потоков вещества, и ее свойства определяют аспекты миграции токсикантов (в частности, тяжелых металлов) в подземные и поверхностные воды с поверхностным и внутриводосборным стоком [1-3].

В последние годы на территории Сибири и Дальнего Востока имели место чрезвычайные гидрологические ситуации, обусловленные экстремальными паводками. В 2014 году в Горном Алтае опасные гидрологические явления были обусловлены одновременным таянием снега и ледников в горах и выпадением большого количества атмосферных осадков, а также критической насыщенностью почвогрунтов влагой к началу паводкового периода [4]. Изучение качества поверхностных вод в такие периоды, когда подтапливаются селитебные территории, дороги, сельскохозяйственные угодья, в том числе распаханые, в зависимости от биогеохимических и ландшафтно-геохимических особенностей водосборных бассейнов представляется весьма актуальной задачей.

Пробы воды отобраны в июне 2014 г. в период максимального развития экстремального дождевого паводка на притоках р. Оби первого-второго порядка, особенности водосборов которых позволяют охарактеризовать специфику местного стока. Содержание металлов и мышьяка в отфильтрованных пробах и взвешенном веществе определялось методом атомно-адсорбционной спектрометрии.

Химический анализ поверхностных вод показал, что в составе катионов преобладает кальций, за исключением вод рек Бол. Ильгумень и Сарлык, где его содержание в

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

эквивалентном отношении равно количеству магния, и Семы (превалирует Mg). В составе анионов абсолютно преобладают гидрокарбонаты (76-93% суммы). По величине минерализации воды ультрапресные (табл. 1). На водосборных бассейнах рассматриваемых рек почвенный покров представлен в междуречьях низкогорий черноземами выщелоченными и оподзоленными, сменяющимися на повышенных участках серыми лесными почвами; в среднегорной части развиваются горно-лесные черноземовидные почвы, выше – горно-луговые и горно-тундровые почвы [5].

По сравнению с пробами воды, отобранными на рассматриваемых реках в предыдущие годы в аналогичный гидрологический период (вторая волна паводка), но с гораздо меньшей величиной гидрологического стока, образцы 2014 г. характеризуются более низкими содержаниями макроионов и, следовательно, меньшей величиной минерализации, что обусловлено преобладающей долей атмосферных осадков, трансформированных в поверхностно-склоновый и почвенно-грунтовый сток, в питании рек. По этой же причине воды большинства рек нейтральные (в предыдущие годы – слабощелочные).

Что касается биогенных макроэлементов, то содержание хорошо растворимых нитратного и аммонийного азота в воде, напротив, существенно выше в сравнении с предыдущими годами. Это связано, вероятно, в большей степени с атмосферным поступлением, нежели со смывом загрязняющих веществ с территорий населенных пунктов и сельскохозяйственных угодий: не всегда повышенные концентрации приурочены к воде рек с максимальной антропогенной нагрузкой на водосбор и практически во всех пробах отсутствуют нитриты как промежуточное звено трансформации других соединений минерального азота. Минеральный фосфор, поступающий в природные воды в основном за счет выветривания и растворения пород, не обнаружен ни в одной из проб из-за значительного разбавления почвенных вод атмосферными.

Биогеохимические и почвенно-геохимические условия формирования стока химических веществ наиболее четко проявляются в отношении микроэлементов, большинство из которых характеризуется, в отличие от легкорастворимых макрокомпонентов гидрохимического стока, невысокой долей водорастворимой формы и, следовательно, зависимостью ее величины от почвенных факторов.

В водах рек с высокой степенью антропогенной нагрузки на водосборах (Маймы, Катунь, Семы, Элекмонара, Урсула) отмечаются более высокие концентрации растворенных металлов, миграция которых за пределы почвенного профиля определяется, в основном, условиями увлажнения почв, интенсивностью развития восстановительных процессов и состоянием железа – марганца, меди, свинца, кобальта и никеля (табл. 2). Если в почвах с естественным сложением при интенсивном поступлении влаги в почву формируются преимущественные пути движения влаги, и выщелачивания элементов из почв не происходит, то после распашки происходит разрушение преимущественных путей, увеличивается площадь контактной зоны влаги с твердой фазой почвы и, следовательно, усиливается перенос и вынос химических элементов за пределы почвенного профиля.

Концентрации цинка и кадмия – элементов, геохимическое поведение которых не зависит от увлажненности почв и окислительно-восстановительных условий, в поверхностных водах варьируют незначительно.

Анализ химических элементов в воде в растворенной форме и в составе взвеси показал, что в поверхностных водах ландшафтов, испытывающих антропогенное влияние, преобладают соединения во взвешенной форме, за исключением кадмия в воде р. Майма. Это обусловлено смывом почвенного материала с селитебных территорий и распаханых сельхозугодий.

В поверхностных водах рек фоновых территорий преимущественно во взвешенной форме мигрируют марганец и свинец. В целом, во взвешенной форме переносятся небольшие количества элементов (кроме цинка в воде р. Б. Ильгумень) в сравнении с водами рек территорий с высокой антропогенной нагрузкой.

Таблица 1

Макроионный состав поверхностных и дождевых вод, мг/дм³

Место отбора	pH	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	Минерализация	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	P
Атмосферные осадки, бассейн р. Майма	7,8	<3	128	2,1	4,8	36,0	4,8	1,4	177,2	0,027	4,02	0,21	<0,005
р. Майма	7,7	<3	73	2,8	4,8	20,0	2,4	4,1	107,3	<0,007	1,71	0,23	<0,005
р. Катунь	7,2	<3	61	1,4	9,6	16,0	4,8	0,9	93,7	0,013	2,58	0,26	<0,005
р. Эликмонар (устье)	7,7	<3	73	2,1	8,2	24,0	2,4	0,7	110,6	0,013	2,68	0,26	<0,005
р. Чемал (устье)	7,3	<3	43	3,5	5,8	8,0	4,8	2,8	67,5	<0,007	1,78	0,11	<0,005
р. Б. Ильгумень (устье)	8,0	6,0	128	2,1	4,8	32,0	7,2	1,4	175,6	<0,007	4,16	0,27	<0,005
р. Сема	7,6	12,0	140	2,1	5,8	20,0	16,8	1,8	186,8	<0,007	4,23	0,16	<0,005
р. Сарлык (устье)	7,0	<3	43	0,7	5,8	8,0	4,8	0,9	62,9	<0,007	1,74	0,42	<0,005
р. Урсул (устье)	7,5	<3	92	1,4	8,6	24,0	4,8	2,8	133,1	<0,007	1,27	0,30	<0,005
р. Б Яломан (устье)	7,4	<3	61	2,1	9,6	16,0	4,8	1,4	94,9	<0,007	1,34	0,13	<0,005
Среднее	7,5	-	84,2	2,0	6,8	20,4	5,8	1,8	121,0	-	2,6	0,23	<0,005
ПДК [6]	-	-	-	350	500	-	50	200	-	3,3	45	1,5	-
Реки бассейна Катунь, июнь 2010 г.	7,9 (7,6-8,2)	12 (<3-30)	161 (79-275)	3,3 (0,7-8,4)	7,0 (4,3-15,4)	33,4 (16-60)	10,4 (2,4-26,4)	-	223,0 (115-364)	<0,007	0,28 (0,08-2,27)	<0,05	<0,005-0,120
Реки бассейна Катунь, июнь 2011 г.	7,9 (7,2-8,1)	19,8 (<3-42)	154,1 (61-244)	5,2 (1,4-10,5)	9,5 (5,8-13,9)	30,0 (6,4-60)	11,2 (4,8-28,8)	-	218,2 (91-337)	0,09 (<0,007-0,77)	0,62 (0,02-1,5)	<0,05	<0,005-0,04
Реки бассейна Катунь, июнь 2012 г.	8,0 (7,4-8,6)	<3	126,7 (31-262)	2,7 (0,7-7,7)	11,4 (3,8-18,7)	27,8 (12-56)	9,4 (0-33,6)	-	182,8 (60,1-355)	<0,007-0,760	0,79 (0,21-3,6)	<0,05-0,31	0,030 (<0,005-0,120)

Примечание. За скобками – среднее содержание, в скобках – пределы колебаний. Прочерк – нет данных.

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

Таблица 2

Концентрация тяжелых металлов и мышьяка в поверхностных и дождевых водах, мкг/дм³

Место отбора	Форма	Fe	Mn	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	V	Cr	Co	As
р. Майма	рф	79	1,35	4,50	7,41	0,46	0,11	1,03	0,77	0,14	0,09	0,74
	вф	5405	123	7,7	16,1	2,5	0,035	6,6	4,6	8,4	3,4	1,9
р. Катунь	рф	121	0,65	2,05	2,09	0,08	0,003	0,35	0,30	0,05	0,04	0,75
	вф	15664	406	22,4	38,1	4,8	0,057	23,8	58,4	21,6	8,0	3,9
р. Эликмонар (устье)	рф	181	1,21	2,94	2,52	0,28	<0,003	0,39	0,33	0,08	0,05	0,35
	вф	4095	90	6,1	9,3	1,1	0,015	3,6	3,7	8,7	3,0	1,3
р. Сема	рф	145	0,23	1,16	1,64	0,06	<0,003	0,38	0,63	0,09	0,06	0,80
	вф	23280	631	35,3	49,5	7,9	0,107	27,4	33,0	55,3	6,4	10,4
р. Урсул (устье)	рф	145	0,95	1,15	3,88	0,09	0,003	0,51	0,45	0,05	0,05	0,84
	вф	4186	106	6,6	9,9	1,9	0,023	3,3	6,1	12,6	2,2	2,0
р. Чемал (устье)	рф	228	2,15	0,81	3,45	0,05	0,003	0,20	0,25	0,07	0,05	0,72
	вф	н.о.	4,15	0,22	н.о.	0,07	н.о.	н.о.	0,08	0,03	0,05	0,11
р. Б. Ильгумень (устье)	рф	228	0,47	0,69	1,73	0,05	0,003	0,26	0,29	0,05	0,03	0,34
	вф	н.о.	1,2	1,55	11,47	0,36	0,006	0,05	0,03	0,09	0,01	0,03
р. Сарлык (устье)	рф	224	0,60	1,10	3,06	0,08	0,003	0,61	0,33	0,13	0,04	0,33
	вф	81	0,59	0,35	н.о.	0,04	н.о.	0,01	0,07	0,04	0,01	0,01
р. Б Яломан (устье)	рф	155	0,68	0,62	1,99	0,05	0,003	0,18	0,17	0,02	0,03	0,60
	вф	22	1,06	0,54	1,63	0,08	н.о.	н.о.	0,03	0,02	0,02	0,04
Реки бассейна Катунь, июнь 2010 г.	рф	62 (22-186)	7,1 (3-13)	4,1 (0,9-18)	18,8 (4-42)	<0,2	<0,01	0,4 (0,2-1,8)	<0,5	<0,2-0,9	<0,2	<0,5-2
ПДК [6]	рф	300	100	1000	1000	10	1	20	100	50	100	10

Примечание. рф – растворенная форма, **вф** – взвешенная форма. **н.о.** – не обнаружено.

Таким образом, максимальные содержания растворенных металлов наблюдаются в воде р. Майма – реки с максимальной распаханностью почв водосбора и антропогенной нагрузкой в целом. Увеличение концентрации элементов в поверхностных водах в сравнении с 2010 г. отмечено только для железа. Превышений уровня ПДК [5] макро- и микрокомпонентов в водах не выявлено. Закономерности зависимости состава гидрохимического стока рек от физико-географических провинций в условиях экстремального дождевого паводка не проявляются даже для типоморфных элементов.

Работа выполнена в рамках Государственного задания по проекту VIII.76.1.4. Биогеохимические и почвенно-гидрологические процессы на водосборах и их влияние на формирование гидрохимического стока в природных и антропогенных ландшафтах Сибири

Литература

1. Кузьмин, В.А. Химический состав вод притоков юго-западного и южного Байкала и его связь с природной обстановкой / В.А. Кузьмин // География и природные ресурсы. – 1998. – №1. – С. 70-77.
2. Шилькрот, Г.С. Механизмы, управляющие химическим составом речных и озерных вод / Г.С. Шилькрот // Изв. Рос. АН. Серия геогр. – 1998. – №4. – С.42-59.

3. Румянцев, В.А. Качество водных ресурсов Ладожского озера: приоритетные факторы формирования и тенденции изменения / В.А. Румянцев, В.Г. Дрбкова, С.А. Кондратьев // Изв. Рус. геогр. Общества. – 2001. – Т. 133. – Вып. 1. – С. 43-53.
4. Винокуров Ю.И., Резников В.Ф., Рыбкина И.Д., Понько В.А., Красноярова Б.А. Обеспечение гидроэкологической безопасности: итоги паводковых ситуаций // Водные и экологические проблемы Сибири и Центральной Азии: труды Всеросс. науч. конф. с междунар. участием. – Барнаул, 2014. – Т. I. – С. 3-8.
5. Почвы Горно-Алтайской автономной области / Под. ред. Р.В. Ковалева. – Новосибирск: Наука, Сибирское отделение, 1973. – 352 с.
6. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. Гигиенические нормативы ГН 2.1.5.1315-03. – М., 2003.

О.В. Кузнецова, О.А. Ельчинова
СОДЕРЖАНИЕ И ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ
МЕТАЛЛОВ В ОРГАНАХ И ТКАНЯХ РЫБ БАССЕЙНА ТЕЛЕЦКОГО
ОЗЕРА

O.V. Kuznetsova, O. A. Elchininova
HEAVY METALS CONTENT AND DISTRIBUTION IN ORGANS AND
TISSUE OF FISH FROM THE LAKE TELETSKOYE BASIN

Институт водных и экологических проблем СО РАН

E-mail: gafivep@mail.gorny.ru

Аннотация. Получены данные по накоплению некоторых тяжелых металлов в органах и тканях рыб из бассейна Телецкого озера. Распределение металлов в рыбах не равномерно, и зависит как от физико-химических свойств элементов, так и функциональных особенностей органов и тканей рыб.

Abstract. The mechanisms of some heavy metals accumulation in organs and tissue of fish from the basin of Lake Teletskoye were established. The metal distribution in fish is not uniform and depends on physical-chemical properties of the elements and functional features of fish organs and tissue.

Необходимость проведения исследований по определению содержания тяжелых металлов в различных представителях пресноводных биоценозов в водоемах бассейна Телецкого озера продиктована следующими причинами. Во-первых, тяжелые металлы являются неотъемлемой составной частью организма, поскольку входят в состав веществ (ферментов, витаминов, гормонов), участвующих в процессах метаболизма. Во-вторых, металлы считаются основными приоритетными загрязнителями, и их накопление в тканях рыб и включение в пищевую цепь, может негативно отразиться на здоровье человека при употреблении этой продукции. И в третьих, данные о микроэлементном составе органов и тканей рыб можно использовать для оценки качества водоемов.

Объектом исследования были некоторые виды рыб (хариус сибирский – *Thumallus arcticus*, налим – *Lota lota*, алтайский осман Потанина – *Oreoleuciscus potanini*), обитающие в озерах бассейна Телецкого озера. Изучение содержания тяжелых металлов в органах и тканях проводили вольтамперометрическим методом на вольтамперометрическом комплексе СТА – 1. Пробоподготовку биологического материала для физико-химического анализа проводили согласно ГОСТ 26929-94. Результаты анализов обрабатывались с помощью программы Microsoft Excel.

Исследуемые микроэлементы условно делятся на группы: эссенциальные микроэлементы (медь, цинк, марганец) и токсичные (кадмий, свинец).

Марганец оказывает значительное влияние на рост, размножение, кроветворение и обмен веществ участвует в биологическом катализе и стимулирует белковый, углеводный и жировой обмены+ рыб [1]. Высокое содержание марганца обнаружено в жабрах османа (103,1 мг/кг), повышенное – жабрах хариуса (30,8 мг/кг) (рис.1).

Это связано с физиологической ролью жаберного аппарата, участвующего в обмене химическими элементами между водной средой и организмом рыб через жаберные лепестки. Значительные концентрации элемента обнаружены в костях хариуса (53,4 мг/кг) и османа (32,8 мг/кг). Наряду с кальцием и фосфором марганец участвует в нормальном развитии костной ткани. Высоким количеством Mn отличается печень – до 33,7 мг/кг (осман). За счет резервов марганца в этом органе поддерживается постоянный уровень элемента в крови и осуществляется снабжение им других органов и тканей. В мышечной ткани исследуемых рыб содержание марганца сравнительно невелико. Минимальное количество данного элемента обнаружено в плавниках.

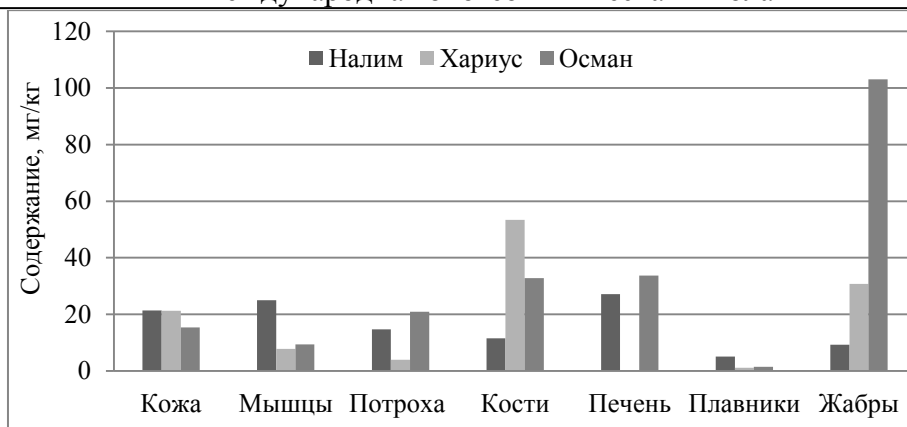


Рис.1. Содержание марганца в органах и тканях рыб, мг/кг сухой массы

Медь является одним из незаменимых микроэлементов, необходимых для жизнедеятельности животных и растений. Важной функцией меди в организме является ее участие в синтезе гемоглобина [1]. На рис.2 показано распределение меди в органах и тканях исследуемых видов рыб.

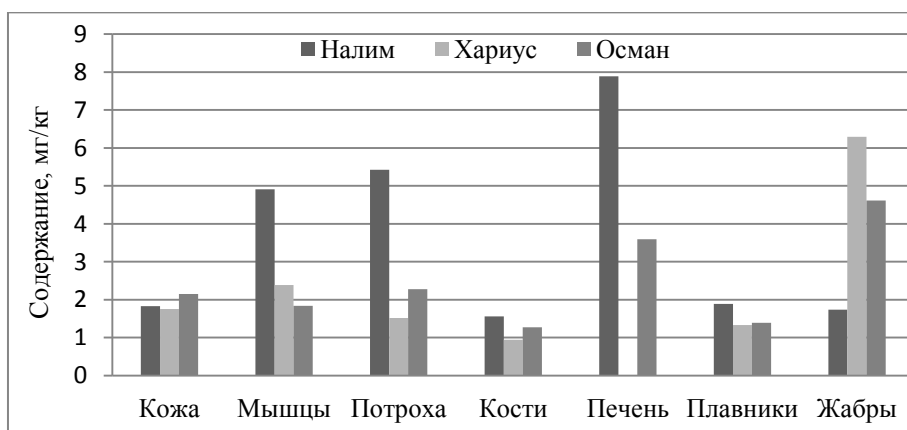


Рис.2 Содержание меди в органах и тканях рыб, мг/кг сухой массы

Исследования показали, что в представленных видах рыб максимальное содержание меди выявлено в жабрах и печени. В клетках печени (гепатоцитах) происходят процессы кроветворения, активное участие в протекании которых принимает медь. Проникновение металлов из воды происходит через жаберный аппарат, на поверхности которого имеется слой слизи со смесью гликопротеидов, полисахаридов, низкомолекулярных белков, способных адсорбировать металлы. Наименьшее содержание меди выявлено в костях – 1,6 мг/кг (налим), 1,0 мг/кг (хариус), 1,3 мг/кг (осман), что в 2-6 раз меньше, чем в жабрах и печени. В мышечной ткани содержание меди невысокое, максимальное обнаружено в мышцах налима (1,0 мг/кг).

Цинк является эссенциальным микроэлементом, который необходим для нормального функционирования любой клетки. Он входит в состав более 300 различных белков в качестве кофактора [2]. Распределение цинка в органах и тканях рыб представлено на рис. 3. В ходе исследований было выявлено, что в османе цинк концентрируется преимущественно в плавниках и хвосте (118,8 мг/кг), в хариусе – в коже (10,6 мг/кг). Также значительное количество цинка в османе содержится в костях и потрохах – 38,1 мг/кг и 32,5 мг/кг соответственно. Печень налима и османа концентрирует значительное количество цинка до 56,7 мг/кг, что в 5-6 раз больше, чем в мышцах. Мышечная ткань отличается небольшим накоплением элемента. В жаберном аппарате во всех исследуемых видах рыб обнаружены невысокие концентрации цинка, как показано в работе A.G. Heath [3], не все металлы могут соединяться и задерживаться на поверхности жабр, одним из таких элементов и является цинк.

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

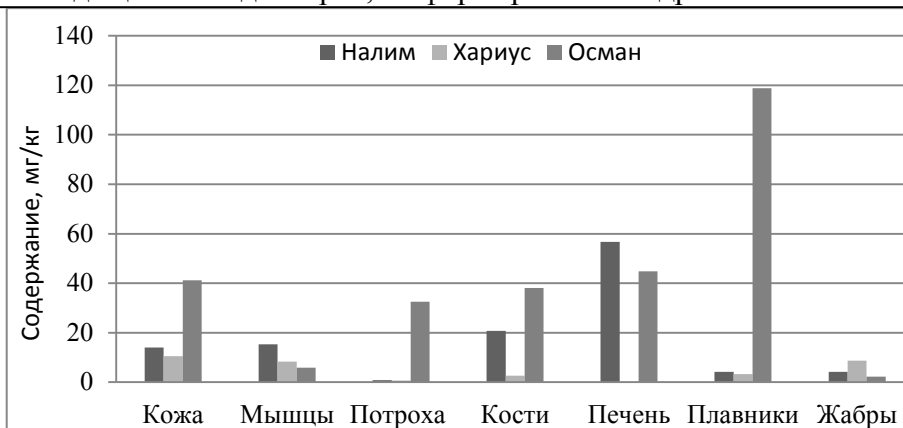


Рис.3 Содержание цинка в органах и тканях рыб, мг/кг сухой массы

Свинец – один из токсичных металлов, он имеет свой безопасный диапазон содержания в тканях. В случае превышения может угнетать внедрение железа в порфириновое кольцо, в результате чего эритробласты теряют способность использовать железо для синтеза гемоглобина, накапливая порфирин, при этом наблюдается недостаток гемоглобина и избыток неиспользованного порфирина. Проявлениями свинцового токсикоза являются также лордозы, сколиоз, тремор и омертвление сенсорных и поддерживающих клеток боковых линий рыб [4]. Свинец обнаружен во всех органах и тканях исследуемых видов рыб (рис. 4).



Рис.4 Содержание свинца в органах и тканях рыб, мг/кг сухой массы

Его содержание отличается высокой вариабельностью – от 0,01 до 0,85 мкг/кг. Максимальное количество Pb обнаружено в потрахх – 0,85 мг/кг и жабрах османа – 0,54 мг/кг сухого вещества. В незначительных количествах свинец накапливается в мышечной ткани исследуемых видов рыб (0,03 – 0,34 мг/кг). Знания о количестве токсичных металлов в мышечной ткани рыб имеет важное практическое значение, т.к. рыбы являются одним из компонентов пищевого рациона населения, и избыточное содержание свинца в рыбопродуктах, в конечном итоге, отражается на здоровье человека как потребителя продукции. Уровень содержания свинца в костных тканях отражает степень химического загрязнения окружающей среды [5]. Анализируя полученные данные, отмечаем его незначительные количества в костях (0,05 - 0,19 мг/кг), не превышающие ОДК (1мг/кг) [6].

Кадмий – токсичный элемент, обладающий кумулятивным эффектом, т.е. может накапливаться в теле гидробионтов в более высоких, количествах по сравнению с содержанием в водной среде, длительное время может находиться в организме, имея необычно долгий период выведения. При фоновых концентрациях в окружающей среде кадмий накапливается в первую очередь в почках и печени. Если он поступает в организм в виде солей, то его накопление отмечается, прежде всего, в печени. Если же его вводят в организм в составе металлоидина, то повышение концентрации кадмия отмечается в

почках [4]. Исследования показывают, что больше всего соединений кадмия накапливается в костях хариуса 0,22 мкг/кг (рис. 5).

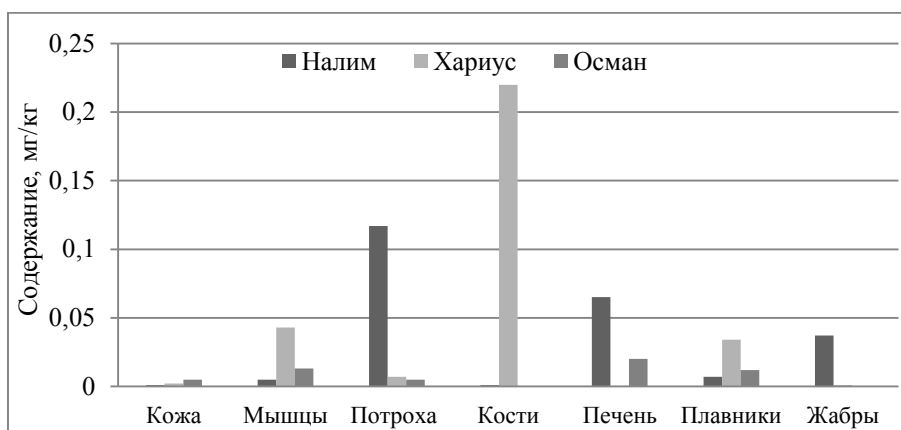


Рис.5 Содержание кадмия в органах и тканях рыб, мг/кг сухой массы

Повышенная концентрация кадмия в печени связана с большим содержанием специфических низкомолекулярных белков с сульфгидрильными группами металлотioneина, которые способны связывать металлы, концентрируя их в органе [5]. В печени османа сосредоточено наибольшее количество элемента (0,02 мг/кг). Не обнаружен Cd в жабрах и костях. Следовые количества кадмия обнаружены в жабрах и коже хариуса, максимальное – в мышцах и плавниках — 0,043 и 0,034 мг/кг сухого вещества соответственно. В исследуемых видах рыб содержание кадмия во всех органах и тканях не превышает ОДК (0,2 мг/кг) [6]. Низкое содержание кадмия в коже с чешуей объясняется малой активностью биохимических процессов в этой ткани, выполняющей в основном покровную функцию.

Сравнивая полученные данные по накоплению элементов в органах и тканях рыб можно отметить, что уровень их содержания не превышает утвержденных нормативов. В целом, в тканях и органах рыб преобладают эссенциальные микроэлементы (медь, цинк, марганец), минимальные концентрации характерны для токсичных элементов (Pb, Cd). Распределение металлов в организме рыб характеризуется неравномерностью и зависит от видовой принадлежности, функциональных особенностей органов, их кумулятивной активности и химических свойств самого металла.

Литература

1. Войнар А. И. Биологическая роль микроэлементов в организме животных и человека. – М.: Высш.шк., 1960. – 240 с.
2. Абдурахманов Г.М., Зайцев И.В. Экологические особенности содержания микроэлементов в организме животных и человека. М.: Наука, 2004. – 280 с.
3. A.G. Heath Water Pollution and Fish Physiology. Lewis Publishers, 2002 – 506 p.
4. Попов П.А. Оценка экологического состояния водоемов методами ихтиоиндикации. – Новосибирск, 2002. – 267 с.
5. Немова Н. Н., Высоцкая Р. У. Биохимическая индикация состояния рыб. М.: Наука, 2004.
6. Единые санитарно-эпидемиологические и гигиенические требования к товарам, подлежащим санитарно-эпидемиологическому надзору (контролю) (утвержден 28.05.10 № 299, с изменениями на 15.01.13).

Т.Н. Усков, С.О. Власов
СОДЕРЖАНИЕ И ОСОБЕННОСТИ БИОАККУМУЛЯЦИИ
ДИ(2-ЭТИЛГЕКСИЛ)ФТАЛАТА РАЗЛИЧНЫМИ ВИДАМИ РЫБ
ВЕРХНЕЙ ОБИ

T.N. Uskov, S.O. Vlasov
CONTENT AND BIOACCUMULATION OF DI-2-ETHYLHEXYL
PHTHALATE BY FISH FROM THE UPPER OB

ИВЭП СО РАН, 656038, г. Барнаул, ул. Молодежная, 1
E-mail: rumitus@iwer.ru

Аннотация. Проведено исследование различных видов рыбы, выловленной на участке Верхней Оби от г. Барнаула до г. Камень-на-Оби и в Новосибирском водохранилище на содержание ди(2-этилгексил)фталата (ДЭГФ). Выявлена значимая корреляция между содержанием ДЭГФ в пробах и коэффициентом Фультона. Рассчитаны коэффициенты биоаккумуляции ДЭГФ в исследованных видах рыбы, которые не превышали установленные Европейским Союзом нормативные значения для веществ, склонных к биоаккумуляции.

Abstract. The investigation of di-2-ethylhexyl phthalate (DEHP) concentration in fish from the Upper Ob was made. Good correlation between the DEHP content and the Fulton coefficient was obtained. The bioaccumulation factors for different fish species from the Upper Ob were lower than EU criteria for bioaccumulation-prone substances.

Загрязнение поверхностных вод является актуальной и многоплановой проблемой, как с позиций водоснабжения, так и с позиций сохранения биологического разнообразия. В сточных водах различных производств идентифицировано до 10 тыс. различных веществ, причем в подавляющем большинстве это органические соединения различных классов, которые также являются ксенобиотиками. В данный список входят фталаты (диалкиловые или алкилариловые эфиры *орто*-фталевой кислоты), которые относятся к промышленной химии и широко используются в народном хозяйстве [1]. Основная область применения фталатов – в качестве пластификаторов, т.е. веществ, увеличивающих гибкость и пластичность полимерных материалов. Фталаты относятся к веществам с низким остротоксическим действием, однако способны аккумулироваться в жировых тканях живых организмов и накапливаться по пищевым цепям. Они относятся к типу веществ, разрушающих эндокринную систему (endocrine disrupting compounds, EDCs), так как способны имитировать действие некоторых гормонов [2].

Биоаккумуляция фталатов в гидробионтах, как правило, незначительна, т.к. в живом организме они распадаются вследствие процессов метаболизма. Как и все гидрофобные ксенобиотики (с коэффициентом распределения октанол-вода $K_{o/w} > 4$) фталаты, в основном, накапливаются в жировой ткани [3]. Фталаты могут поступать в организм рыбы через пищу (зообентос, зоопланктон, молодь рыбы и т.п.) и через воду (дыхание). Согласно существующим исследованиям, фталаты выводятся из организма некоторых рыб в течение от нескольких дней до месяца после попадания в организм [4].

В Сибири проблема загрязнения поверхностных вод стоит достаточно остро. С одной стороны природные условия способствуют накоплению вредных веществ в водоемах – высокий уровень самоочищения воды приходится только на летние месяцы (июль-август). С другой стороны, постоянную антропогенную нагрузку испытывают практически все реки региона. Река Обь в пределах Алтайского края испытывает влияние от таких промышленных центров, как Бийск, Барнаул, Камень-на-Оби. Целью нашей работы была оценка накопления фталатов разными видами рыб Верхней Оби (на участке от г. Барнаула до Новосибирского водохранилища включительно) на примере ди(2-этилгексил)фталата (ДЭГФ).

Материалы и методы

Фталаты используются во многих сферах народного хозяйства, поэтому существует проблема вторичного загрязнения при отборе, транспортировке, обработке и анализе проб. Для минимизации и учета такого загрязнения нами были соблюдены все требования, разработанные для анализа проб на фталаты [5]. Рыба для анализа была выловлена на р. Обь (на участке от г. Барнаула до г. Камень-на-Оби) в сентябре и октябре 2013 г. и в апреле 2014 г.; из Новосибирского водохранилища в районе пос. Ордынское в ноябре 2012 г. и октябре 2013 г. Вся рыба была заморожена не позднее, чем через сутки после ее вылова. Пробы мышечной ткани и полостного жира хранили в алюминиевой фольге при температуре $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Для обработки проб были взяты за основу методики Американского природоохранного агентства US EPA. Пробы рыбы (мышечная ткань и полостной жир) экстрагировали по методу US EPA 3546, экстракты очищали по методу US EPA 3610b и анализировали по методике US EPA 8270D [6]. Анализ экстрактов проводили на газовом хроматографе фирмы Agilent, GC 6890N с масс-детектором MSD 5975C. Хроматографическая колонка – HP-5MS. Газ носитель – гелий (чистота 99,999 %). За основу были взяты рекомендации, указанные в методиках US EPA, которые были оптимизированы для нашей системы и имели следующие параметры: температура испарителя: $+275\text{ }^{\circ}\text{C}$; температурный режим печи: 1 мин. при $+40\text{ }^{\circ}\text{C}$, затем от $+40$ до $+100\text{ }^{\circ}\text{C}$ при 8 град/мин., от $+100$ до $+230\text{ }^{\circ}\text{C}$ при 10 град/мин., от $+230$ до $+300\text{ }^{\circ}\text{C}$ при 8 град/мин, 5 мин. при $+300\text{ }^{\circ}\text{C}$; температура переходной линии: $+280\text{ }^{\circ}\text{C}$; режим сканирования: SCAN/SIM. Предел обнаружения метода составил 2,21 мкг/кг.

Видовой состав рыбы выбирали исходя из типа питания: окунь (*Perca fluviatilis*) имеет смешанное питание – от бентоса до зоопланктона и мальков рыбы; щука (*Esox lucius*) – хищник (питается зоопланктоном в первые месяцы жизни, потом молодью рыб); лещ (*Abramis brama*) – типичный бентофаг; плотва (*Rutilus rutilus*) – эврифаг. Возраст рыбы, выловленной на участке р. Обь от г. Барнаула до г. Камень-на-Оби, варьировал в интервале от 2 до 10 лет. Количество исследованных особей одного вида 2-4 шт., общее количество исследованных особей – 14 шт. Рыба, выловленная в Новосибирском водохранилище, была представлена двумя видами – щукой (*Esox lucius*) ($n = 2$) и лещом (*Abramis brama*) ($n = 4$). Возраст особей варьировал в интервале от 3 до 10 лет.

Обсуждение результатов

ДЭГФ был выбран нами согласно двум критериям – наибольшее крупнотоннажное производство в ряду высокомолекулярных фталатов, а также высокое значение коэффициента распределения октанол-вода (и как следствие высокое сродство к липидам). Данный фталат был обнаружен во всех исследуемых пробах (Таблица 1).

Для определения степени упитанности рыбы использовали широко применяемый коэффициент Фультона (Q) [7]. Этот показатель, наряду с баллом содержания полостного жира, отражает долгосрочные условия питания рыбы, комфортность или угнетающее воздействие среды обитания на организм. Так как один из основных путей поступления фталатов в организм рыбы – это питание, то нами была определена корреляционная зависимость между коэффициентом упитанности и содержанием ДЭГФ в пробах, которая составила $KK = 0,694$, что выявляет значимую корреляцию данных параметров.

В пробах рыбы, выловленной в реке, корреляционной зависимости между содержанием ДЭГФ и жирностью проб нами обнаружено не было ($KK = 0,184$). При этом прослеживалась слабая корреляционная связь между содержанием ДЭГФ и возрастом рыбы ($KK = 0,338$). В пробах рыбы, выловленной в водохранилище, корреляция между жирностью пробы и содержанием ДЭГФ была слабая ($KK = 0,479$). Корреляция между содержанием ДЭГФ и возрастом рыбы была очень слабая ($KK = 0,243$).

Был также рассчитан коэффициент биоаккумуляции (КБА) ДЭГФ для исследованных проб рыбы, по формуле [8]:

$$КБА = \frac{C_p}{C_v} \quad (2),$$

где C_p – концентрация вещества в рыбе (мкг/кг); C_v – концентрация вещества в воде (мкг/л).

При расчете использовали интервалы концентраций ДЭГФ для каждого вида рыбы и средние данные по воде за данный период [9; 10] (Таблица 1). Максимальные значения КБА для исследованной рыбы не превышали установленные Европейским Союзом нормативные значения для веществ, склонных к биоаккумуляции, равные 2000 [8].

Таблица 1

Содержание ДЭГФ в пробах рыбы Верхней Оби и коэффициенты его биоаккумуляции

Рыба	р. Обь на участке от г. Барнаула до г. Камень-на-Оби		Новосибирское водохранилище	
	С _{дэгф} , мкг/кг	КБА	С _{дэгф} , мкг/кг	КБА
Щука (<i>Esox lucius</i>)	<u>31,0 – 608*</u> 278	<u>3,3 – 65,5</u> 30,0	<u>41,0 – 110</u> 75,5	<u>3,0-8,0</u> 5,5
Окунь (<i>Perca fluviatilis</i>)	<u>192 – 285</u> 246	<u>20,7 – 30,0</u> 26,5	–	–
Лещ (<i>Abramis brama</i>)	<u>105 – 1236</u> 677	<u>11,3 – 133</u> 73,0	<u>144 – 1443</u> 563	<u>10,6-106</u> 41,0
Плотва (<i>Rutilus rutilus</i>)	<u>506 – 564</u> 535	<u>54,0 – 60,8</u> 57,6	–	–

*числитель – интервал значений, знаменатель – среднее значение

Высокие концентрации, а также максимальный диапазон содержания ДЭГФ были обнаружены в образцах леща, что является следствием типа питания данного вида. Бентосные организмы могут быть подвержены прямому воздействию фталатов при загрязнении данными веществами донных отложений (сорбция соединений взвешенным веществом (например, детритом) и выпадение в осадок), поэтому рыбы-бентофаги аккумулируют фталаты на следующем трофическом уровне. На втором месте по содержанию ДЭГФ находится плотва, которая является частичным бентофагом, а далее идут щука и окунь (Таблица 1). Так как щука является хищником и питается молодью рыб, то такой уровень содержания ДЭГФ в образцах щуки выглядит закономерным, если исходить из того, что биоаккумуляция фталатов хищными видами рыб, как правило, имеет низкие уровни, так как фталаты быстро разлагаются посредством метаболизма. При этом бентосные организмы могут накапливать ксенобиотики в концентрациях на порядки выше, чем рыба [11]. Содержание ДЭГФ в образцах окуня, который имеет смешанное питание – от зообентоса до молоди рыбы, было на уровне его содержания в образцах щуки.

Литература

1. Daughton, C. Non-regulated water contaminants: Emerging research / C. Daughton // Environmental Impact Assessment & Review. – 2004. – Vol. 24. – P. 711-732.
2. Some chemicals present in industrial and consumer products, food and drinking-water / IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. –International Agency for Research on Cancer, Lyon, France, 2011. – Vol. 101. – 596 p.
3. Jobling, S. A Variety of Environmentally Persistent Chemicals, Including Some Phthalate Plasticizers, Are Weakly Estrogenic / S. Jobling, T. Reynolds, R. White, M. G. Parker, J. P. Sumpter // Environmental Health Perspectives. – 1995. – Vol. 103. – P. 582-587.
4. Norman, A. Studies of Uptake, Elimination, and Late Effects in Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Dietary Exposed to Di-2-Ethylhexyl Phthalate (DEHP) During Early Life /

- A. Norman, H. Borjeson, F. David, B. Tienpont, L. Norrgren // Archives of the Environmental Contamination and Toxicology. – 2007. – Vol. 52. – P. 235-242.
5. Berset, J. D. Determination of phthalates in crude extracts of sewage sludges by high-resolution capillary gas chromatography with mass spectrometric detection / J. D. Berset, R. Etter-Holzer // Journal of AOAC International. – 2001. – Vol. 84. – Issue 2. – P. 383-391.
6. EPA: Wastes – Hazardous Waste – Test Methods. Validated Methods. 1998. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: http://www.epa.gov/epawaste/hazard/testmethods/sw846/new_meth.htm.
7. Правдин, И.Ф. Руководство по изучению рыб / И.Ф. Правдин. – М.: Пищевая промышленность, 1966. – 376 с.
8. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official Journal – 2000. – 327. – Vol. 43. – P. 1-73.
9. Усков, Т.Н. Содержание фталатов в воде и донных отложениях р. Обь (в районе г. Барнаула) в разные гидрологические периоды / Т. Н. Усков // Питьевая вода в XXI веке. Матер. науч.-практ. конф. с межд. уч. (Иркутск, 23-28 сентября 2013 г.). – Иркутск: Изд-во Института географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2013. – С. 90.
10. Усков, Т. Н. Уровни загрязнения фталатами воды и донных отложений Новосибирского водохранилища / Т. Н. Усков // Мир науки, культуры, образования. 2014. №1 (44). С. 400-403 (раздел «Экология»).
11. Oehlmann J. A critical analysis of the biological impacts of plasticizers in wildlife / J. Oehlmann, U. Schulte-Oehlmann, W. Kloas, O. Jagnytch, I. Lutz, K. O. Kusk, L. Wollenberger, E. M. Santos, G. C. Paull, K. J. W. Van Look, C. R. Tyler // Phil. Trans. R. Soc. B. – 2009. – Vol. 364. – P. 2047-2062.

Н.И. Ермолаева¹, Е.Ю. Зарубина¹, В.Д. Страховенко², А.В. Пузанов¹
БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ И ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ
ФОРМИРОВАНИЯ РАЗЛИЧНЫХ ТИПОВ САПРОПЕЛЯ В ОЗЁРАХ
ЮГА ОБЬ-ИРТЫШСКОГО МЕЖДУРЕЧЬЯ

N.I. Yermolaeva, E.Yu. Zarubina, V.D. Strakhovenko, A.V. Puzanov
BIOGEOCHEMICAL AND HYDROBIOLOGICAL FACTORS OF
VARIOUS TYPES OF SAPROPEL FORMATION IN THE LAKES OF THE
SOUTH OF OB-IRTYSH INTERFLUVE

¹Институт водных и экологических проблем СО РАН

² Институт геологии и минералогии им. В.С.Соболева СО РАН

E-mail: hope@iwep.nsc.ru

Abstract. The mechanisms of formation of the dominant types of sapropel in the landscapes of the south of Western Siberia are estimated. The examination achieved that composition of organic matter in sapropel are depended from the hydrochemical conditions, the level of biological productivity of the lakes and the species composition of the dominant species of aquatic life.

Сапропели являются донными озерными отложениями с высоким содержанием органического вещества (ОВ) (имеющие зольность не более 85%), которые образуются в ходе физико-химических и биогенных процессов из остатков отмирающих растительных и животных организмов, привносимых в водоемы органических и минеральных примесей и аутигенных минералов. Ведущую роль в образовании ОВ сапропелей играют биогенные процессы. Первичные продуценты (фитопланктон, фитоперифитон, фитобентос и макрофиты) в водоеме в процессе фотосинтеза создают органическое вещество, которое перерабатывается в пищевой цепи и поступает в донные отложения. Таким образом, все последующие за фотосинтезом стадии представляют собой этапы разрушения: минерализации и деструкции. Взаимодействие продукции и деструкции органического вещества и определяет, в конечном счете, наряду с другими факторами, параметры донных отложений.

В настоящее время одним из направлений при исследовании сапропеля является изучение роли гидробионтов в процессах формирования состава донных отложений.

Цель наших исследований – оценить вклад гидробионтов в миграцию азота, фосфора и органического углерода при формировании сапропелей, а также рассчитать их вклад в седиментационный поток.

В основу работы легли результаты натурных исследований химического состава воды, сапропеля и гидробиологических показателей 24 малых озер юга Западной Сибири, проведенных в 2012-2014 гг. (Ермолаева, 2013; Зарубина, 2013; Страховенко и др., 2014). При проведении исследований на водоемах измерялись физико-химических и гидрологические показатели (глубина, прозрачность, цветность, температура воды, концентрации O₂ и БПК₅) параллельно отбирались пробы зоопланктона и макрофитов; поставлены эксперименты для определения первичной продукции (фитопланктона) и эксперименты с седиментационными ловушками.

Исследованные озера, преимущественно, мезотрофного типа, расположены в лесостепной и степной зонах юга Обь-Иртышского междуречья (в пределах Новосибирской области), различаются по морфометрическим и гидрохимическим характеристикам, а также типу сапропелей. В большинстве озер преобладают органо-минеральные и минерально-органические сапропели макрофитного и макрофитно-планктонного генезиса (Страховенко и др., 2013).

Одним из основных показателей генезиса органического вещества в озерах, по данным (Hutchinson, 1967; Гашкина и др., 2012), является соотношение органический углерод/органический азот. В исследованных озерах данное соотношение находится, как правило, в пределах от 9 до 12, что свидетельствует о преобладании в воде органического вещества автохтонного происхождения. Основными источниками автохтонного органического вещества в исследованных озерах являются первичные продуценты (фитопланктон и макрофиты), а также консументы и редуценты (зоо- и бактериопланктон).

Величина валовой первичной продукции фитопланктона в период исследований колебалась от 0,06 до 4,96 мгО₂/л·час, деструкция – от 0,03 до 4,27 мгО₂/л·час. Максимальные значения продукции и деструкции обнаружены в оз. Подгорное, где в период наблюдений отмечалось массовое развитие сине-зеленых водорослей. Высокие значения валовой первичной продукции фитопланктона (выше 0,7 мгО₂/л·час) обнаружены также на озерах Казатово, Б. Курган, Жилое у с. Сарбалык, Чича, Б. Кайлы. По вкладу фитопланктона в величину седиментационного потока все исследованные озера можно разделить на три группы: 1) с незначительным вкладом (0,001-0,04 г/м²·сут.) Канкуль, Сарбалык, Бугристовое, Ярголь, Кайлы 1, Бильгень; 2) со средней величиной вклада (0,19-0,57 г/м²·сут.) Минзелинское, Барчин, Камбала, Кусган, Хорошее, Подгорное, Жилое у с. Мангазерка, Цыбово; 3) с высоким вкладом (0,94–3,32 г/м²·сут.) Жилое у с. Сарыбалык, Чича, Б. Кайлы, Горка, Чистое. Таким образом, в озерах с высокой величиной валовой первичной продукции фитопланктона наблюдается и его значительный вклад в седиментационный поток в донные отложения. Расчетные величины вклада фитопланктона в поступление С_{орг.} и азота в донные отложения озер составили от 230,9 до 1855,6 гС_{орг.}/м²·год и от 34,8 до 280,1 гN/м²·год, соответственно.

По степени зарастания макрофитами и величине образуемой ими первичной продукции все исследованные озера можно разделить на три типа: 1) с бордюрным типом зарастания (Канкуль, Иткуль, Лебяжье, Барчин, Жилое у с. Сарыбалык, Чича, Б. Кайлы, Горка, Чистое), в которых преобладает жесткая воздушно-водная растительность, окаймляющая озеро в виде бордюра; площадь зарастания составляет <30 % общей акватории водоема, годовая продукция фитоценозов высокая – от 1042,2 до 2225,7 г/м² в год органического вещества; 2) с массивно-зарослевым типом (Минзелинское, Камбала, Цыбово, Жилое у с. Мангазерка), где вдоль берегов доминирует жесткая воздушно-водная растительность, а на основной акватории – мягкая погруженная; площадь зарастания до 70%, годовая продукция макрофитов – от 1642,5 до 1729,6 г/м² ОВ; 3) со сплавинным типом (Качкуля, Минзелинское, Подгорное), в которых доминирует воздушно-водная растительность, образующая сплавины, годовая продукция фитоценозов до 2261 г/м² в год органического вещества; 4) с бордюрно-займищным типом (озера Кусган и Хорошее), где доминирует жесткая воздушно-водная растительность, продуцирующая в год 1386,6–1625,1 г/м² органического вещества при площади зарастания до 40 %.

Наибольшее содержание С_{орг.} и N_{орг.} отмечено в донных отложениях озер со сплавинным и массивно-зарослевым типами зарастания, в которых макрофиты продуцируют за вегетационный сезон от 147,2 до 449,6 г/м² органического углерода (С_{орг.}). Исходя из того, что содержание общего азота в тростнике составляет 0,67% от сухого веса, а в рдестах – 2,94% (Мессинева, Горбунова, 1946), в указанных озерах тростник накапливает в год от 1,1 г/м² до 4,5 г/м² общего азота, а рдесты – от 0,24 до 0,59 г/м² общего азота. По данным ряда исследователей (Кудрявцев, Кудрявцева, 1982; Коврижных, 1989; Олейник, Якушин, Цаплина, 1988) максимальное поступление ОВ в воду при разложении водной растительности (как воздушно-водной, так и погруженной) происходит в первые 10 дней, а окончательное разложение через 20-40 дней. Часть разложившейся растительной массы остается в литорали, другая, большая часть уносится в озеро и претерпевает там дальнейшие изменения. При этом, при разложении в непроточных водоемах содержание азота в тростнике понижается до 0,5%, а в рдестах – до 2,56% сухой массы (Мессинева,

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

Горбунова, 1946). Учитывая эти данные, расчетные величины поступления в донные отложения рассматриваемых озер общего азота в результате разложения тростника колеблется от 0,82 до 3,36 г/м², рдестов – от 0,21 до 0,51 г/м².

Содержание органических веществ в воде и донных осадках озер связано и со структурой зоопланктона. Так, развитие крупных фильтрующих Cladocera, как и фитопланктона (Smith, 1982), способствует осаждению фосфора, тогда как высокая продукция Soreroda (как хищных форм, так и детритофагов) способствует поступлению в донные осадки азота и органического углерода. В процессе формирования взвесей и донных отложений участвует продукция зоопланктона, которая не минерализуется в процессе круговорота веществ, и непосредственно включается в состав сапропеля. Кроме того, зоопланктон активно участвует в процессах седиментации, отфильтровывая фито- и бактериопланктон, трансформируя в фекальные пеллеты. Оседание пеллет во многих лимнических водоемах играет значительную роль в осадконакоплении. По имеющимся оценкам (Гутельмахер, Алимов, 1979), в зависимости от трофности водоема зоопланктоном ежедневно профильтровывается от 5 до 90% объема воды озера. Оболочка пеллет Soreroda не позволяет материалу рассеиваться и тормозит его бактериальную переработку. При этом в пеллетах Cladocera, как правило, содержится много непереваренных клеток диатомовых и сине-зеленых водорослей, которые активно концентрируют фосфор, переводя его в малорастворимые фосфаты (Diaz et al., 2008). В свою очередь Soreroda в результате метаболизма обогащают пеллетный материал аммонийным азотом. Выполненные расчеты показали, что за счет отмирания зоопланктона в донные отложения исследованных озер за год поступает от 2052,0 до 4275,7 мгС_{орг.}/м³, 490,9–1023,1 мгN/м³ и 7,1–14,9 мгP/м³. При малых глубинах исследованных озер практически весь поток вещества, формирующийся в течение суток в верхних слоях озера, успевает достичь дна, практически не подвергаясь минерализации в столбе воды. Дальнейшая трансформация как фекального, так и отмирающего биологического материала, происходит на дне в результате жизнедеятельности бактерий и бентосных организмов.

Анализ полученных данных показал, что вклад гидробионтов в миграцию азота, фосфора и органического углерода при формировании сапропелей является значительным и во многом определяет отличия в составе автохтонного вещества сапропелей.

Работа выполнена при финансовой поддержке интеграционного проекта СО РАН 125.

Литература

1. Гашкина Н.А., Моисеенко Т.И., Кремлева Т.А. Особенности распределения биогенных элементов и органического вещества в малых озерах и лимитирование их трофности на европейской территории России и Западной Сибири // Вестник Тюменского гос. ун-та. 2012. № 12. С. 17-25.
2. Гутельмахер Б.Л., Алимов А.Ф. Количественные закономерности фильтрационного питания водных животных // Общие основы изучения водных экосистем. Л., Наука, 1979. С. 57-78.
3. Ермолаева Н.И. Роль зоопланктона в формировании сапропелей в озерах юга Западной Сибири // Мир науки, культуры, образования. 2013. № 6. С. 545-549.
4. Зарубина Е.Ю. Первичная продукция макрофитов трех разнотипных сапропелевых озер юга Западной Сибири (в пределах Новосибирской области) в 2012 году // Мир науки, культуры, образования. 2013. № 5. С. 441-444.
5. Кудрявцев В.М., Кудрявцева Н.А. Разложение Potamogeton lucas L. в литорали Рыбинского водохранилища // Гидробиол. журн. 1982. Т. XVIII. №5. С.82–87.
6. Коврижных А.И. Изучение процессов разложения остатков высшей водной растительности // Водные ресурсы. 1989. №6. С. 10–15.

7. Мессинева М.А., Горбунова А.И. Процесс разложения макрофитов пресноводных озер и участие их остатков в формировании озерных иловых отложений // Известия АН СССР. Серия биологическая. 1946. №5. С. 565-579.
8. Олейник Г.Н., Якушин В.М., Цапина Е.Н. Влияние разложения высших водных растений на содержание органического вещества в воде // Водные ресурсы. 1988. №2. С. 135-143.
9. Страховенко В.Д., Таран О.П., Ермолаева Н.И., Пузанов А.В., Зарубина Е.Ю. Современное минералообразование в органо-минеральных отложениях озер Барабинской равнины Обь-Иртышского междуречья // Современное состояние минералогии: сборник трудов I международной Интернет-конференции. Сервис виртуальных конференций Рах Grid. Казань: Казанский университет, 2013. С. 42-50.
10. Страховенко В.Д., Таран О.П., Ермолаева Н.И. Геохимическая характеристика сапропелевых отложений малых озер Обь-Иртышского междуречья // Геология и геофизика. 2014. Т. 55. № 10. С. 1466-1477.
11. Diaz J., Ingall E., Benitez-Nelson C., Paterson D., De Jonge M.D., McNulty I., Brandes J.A. Marine Polyphosphate: A Key Player in Geologic Phosphorus Sequestration // Science. 2 May 2008. V. 320. P. 652-655 [DOI: 10.1126/science.1151751]
12. Hutchinson G.F. A Treatise of Limnology. V. 2. Introduction to lake biology and limnoplankton. New York: Wiley, 1967. 115 p.
13. Marinho M.M., Azevedo S.M.F. O. Influence of N/P ratio on competitive abilities for nitrogen and phosphorus by *Microcystis aeruginosa* and *Aulacoseira distans* // Aquat. Ecol. 2007. V. 41. P. 525-533.
14. Smith V.H. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: an empirical and theoretical analysis // Limnol. Oceanogr. 1982. V. 23. P. 1248-1255.

А.А. Хвощевская, Н.Г. Наливайко
ЖЕЛЕЗОБАКТЕРИИ ПИТЬЕВЫХ ВОД ГОРОДА ТОМСКА

A.A. Khvashevskaya, N.G. Nalivaiko
IRON BACTERIUM IN DRINKING WATER OF THE CITY OF TOMSK

Национальный исследовательский Томский политехнический университет

E-mail: unpc_voda@mail.ru

Abstract. The iron bacteria distribution in natural waters of the Ob-Tomsk interfluve and in tap waters of Tomsk has been studied. The heterotrophic iron bacteria are dominant in surface waters but autotrophic iron bacteria prevail in groundwaters. Microbiological periphyton in the water supply system is the result of its poor condition, and it is not associated with quality of tap waters.

Микроорганизмы играют заметную роль в геохимических процессах, протекающих в водной среде в результате биогенного круговорота веществ. С их участием происходят процессы формирования, а также преобразования геохимической среды и часто не в лучшую сторону. Среди большого разнообразия микроорганизмов, населяющих водный мир, выделяется группа организмов, способных аккумулировать в своих клетках элементы. К их числу относятся железобактерии (ЖБ), прямо или косвенно участвующие в превращении железа. Это узкая и специфическая группа автотрофных бактерий осуществляет хемосинтез за счет энергии окисления железа и занимает около 20 % площади биологической среды..

Микрофлора является важным показателем при оценке санитарно-гигиенического состояния воды, используемой в питьевых целях. Железобактерии (ЖБ) не входят в перечень показателей подлежащих обязательному контролю при оценке качества вод. При этом они представляют собой скрытую угрозу для качества воды, появляясь там, где вода имела нормативное качество по бактериологическим показателям. С развитием в водной среде этой группы микроорганизмов возможно изменение органолептических свойств воды – появление цветности, мутности и специфического запаха.

С деятельностью железобактерий связывают микробную аэробную коррозию водопроводных труб, поселяясь в которых, бактерии образуют на их стенках слизистые скопления, обладающие высокой механической прочностью и поэтому не смываемые током воды. Прочность этих образований обусловлена волокнистой структурой оболочек железобактерий. Коррозия начинается с образования на внутренней поверхности трубы желтых или темно-коричневых налетов или каверн, состоящих из гидроксида трехвалентного железа.

Развитию железобактерий в природных водах способствует наличие в них соединений железа. Этот компонент является специфической особенностью подземных вод территории Томской области, приуроченной к особой региональной гидрогеохимической провинции [1]. В природных водах Обь-Томского междуречья железо присутствует в значительных количествах и колеблется от 0,03 мг/л в речных водах до 18 мг/л в подземных водах [2], что чрезвычайно осложняет решение водохозяйственных задач и в частности питьевого водоснабжения населения этой территории.

Цель работы - исследование особенностей распределения железобактерий в природных поверхностных и подземных водах и их роль в образовании микробного оброста в водопроводящих системах, негативно влияющего на качество питьевой воды и состояние коммуникаций хозяйственно-питьевого водоснабжения.

При исследовании природных вод территории Обь-Томского междуречья выявлялись и количественно учитывались гетеротрофные, автотрофные железобактерии. Для выявления и количественного учета гетеротрофных железоокисляющих бактерий использовалась твердая среда О.В. Калиненко с лимоннокислым железом. Несмотря на то, что в природных водах Обь-Томского междуречья железо присутствует в больших

количествах, численность железобактерий в них незначительная. Как видно из таблицы 1 в поверхностных водах преобладают гетеротрофные железоокисляющие бактерии, которые используют железоорганические соединения и откладывают гидроокись железа на поверхности клеток. В подземных водах их численность существенно снижается, хотя их можно обнаружить даже в водах меловых отложений.

Таблица 1

Железобактерии в природных водах Обь-Томского междуречья (средние значения), кл/мл

Пункт наблюдения	Количество наблюдений	Физиологические группы железоокисляющих бактерий	
		гетеротрофные	автотрофные
Поверхностные воды			
р. Кисловка	5	420	0
р. Порос	6	310	0
р. Томь	4	190	0
Подземные воды водоносных комплексов (по скважинам)			
неоген-четвертичный	21	0-380	10-950
палеогеновый	18	0-120	80 - 300
меловой	15	0-90	60-810
палеозойский	2	100	210

Примечание: Данные по скважинам даны в интервале значений «от-до»

Для подземных вод более характерны железовосстанавливающие и автотрофные микроаэрофильные формы, встречающиеся почти повсеместно, но также в небольшом количестве. В подземных водах гетеротрофные железоокисляющие бактерии присутствовали в меньшем количестве и встречались эпизодически. Самое большое их количество от 190 до 380 кл/мл было обнаружено в водоносном горизонте четвертичных отложений в водах скважин с. Эушта, Нижний Склад и в районе нового моста через р. Томь. С глубиной залегания водоносных горизонтов количество бактерий снижалось.

Аналогичная ситуация наблюдалась при анализе воды с водозабора после ее обезжелезивания и обеззараживания – почти полное отсутствие в ней железоокисляющих бактерий (таблица 2).

Таблица 2

Результаты выявления железобактерий в воде эксплуатационных скважин Томского водозабора (по средним данным)

Характер пробы	Количество железоокисляющих бактерий, кл/мл		
	род <i>Leptothrix</i>	Гетеротрофные	Автотрофные
Вода до фильтра (пр. 1)	0	140	20
Вода после фильтра (пр. 2)	0	0	0
Вода после промывки фильтра (пр.3)	0	30	10
Смыв с загрузки фильтра	0	0	10

Следует заметить, что представленные результаты получены исследованием воды режимных скважин водозабора. При этом в эксплуатационных скважинах водозабора автотрофные и гетеротрофные железоокисляющие бактерии обнаруживались очень редко и в небольшом количестве, о чем свидетельствуют данные табл. 2. Вода, поступающая на водоподготовку из эксплуатационных скважин на фильтры (пр. 1) для обезжелезивания, по средним данным содержала до 140 кл./мл гетеротрофных бактерий и 20 кл./мл автотрофных. После обезжелезивания (пр. 2) данные бактерии в воде отсутствовали. В воде после промывки фильтра (пр. 3) было выявлено очень небольшое количество железобактерий – в среднем 30 кл./мл при 140 кл./мл в воде до обезжелезивания. В

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

процессе жизнедеятельности железобактерии на 1 г клеточного вещества образуется более 500 г гидроокиси железа. Поэтому при обезжелезивании на фильтрах происходит захоронение бактерий продуктами как своей жизнедеятельности, так и химического процесса, и в водный смыв переходит незначительная часть оставшихся в свободном состоянии бактерий. Таким образом, представленные данные, свидетельствуют о том, что в распределительную сеть вода поступает без железобактерий.

В то же время, изучение железобактерий в водопроводных системах города Томска показало, что эти бактерии встречаются довольно часто и нередко в виде оброста. *Причина появления оброста* заключается во вторичном загрязнении питьевой воды в результате электрохимических, окислительно-восстановительных, микробиологических процессов, вызывающих смывание загрязнений с внутренних стенок водопроводных труб, запорной арматуры, а также техническое несовершенство и физический износ водоводов, узлов насосного оборудования и т.д. [2]. Микроорганизмы, поселяясь на внутренних поверхностях водопроводных труб, вызывают их коррозию, ухудшая тем самым качество транспортируемой воды. *Основу оброста* составляют железобактерии, развитие которых в трубопроводах связано с определенным сочетанием комплекса внешних и внутренних условий среды. К таким условиям относятся: температура транспортируемой воды, скорость транспортирования воды, состояние внутренних поверхностей водопроводных труб, наличие загрязняющих компонентов в трубах, газовый состав водопроводной воды, химический состав транспортируемой воды.

Процесс обрастания начинается на поверхности, омываемой водой, с появлением слизистой пленки, формирование которой обусловлено развитием нитчатых и зооглейных железобактерий. В дальнейшем на пленке поселяются другие микроорганизмы и возникает оброст. Микробиологические процессы в нем приводят к изменению качества контактируемой с ним воды. Из воды извлекаются вещества, служащие пищей микроорганизмам и в нее же поступают продукты их жизнедеятельности. Формирование оброста идет с различной скоростью и проявляется неожиданно, когда сложно что-либо предпринять для изменения ситуации. Он проявляется визуализацией железобактерий в виде пучков седых и рыжих волокон, напоминающих шерсть или волосы, хлопьями осадка и (или) обильной слизистой массой буровато-коричневого цвета. Надо отметить, что обрастание может возникать также и в резервуарах чистой воды и резервуарах воды до очистки.

Исследования воды из городского водопровода показали, что очень часто бактериальный оброст возникает не только на стенках труб, но и на фильтрах водопроводных кранов. В таблице 3 приведены результаты изучения микроорганизмов в воде из крана одной из городских квартир из которых видно, что в обросте фильтра присутствует комплекс бактерий, которые формируют биоценоз с определенной формой взаимоотношений и условиями для своего обитания. Эти условия оказались весьма благоприятными для автотрофных железобактерий, которые через некоторое время проявили бы себя тем, что из крана стали бы высыпаться пучки седых или ржавых нитей. В то же время, условия, созданные биоценозом фильтра, оказались неблагоприятными для роста гетеротрофных железобактерий или они еще не успели вырасти – на чашках вместо них выросли плесневые грибы. Качество воды по количеству психрофильных сапрофитов оценивается как «вода грязная» [3]. Визуального проявления железобактерий при таком составе не наблюдалось. При этом вода из системы водоснабжения по химическому составу отвечает нормативным требованиям СанПин 2.1.4.1074-01. После механической очистки фильтра в воде из-под крана микроорганизмы отсутствовали.

Микробиологический состав воды из крана до и после очистки фильтра от оброста.

Этапы исследования водопроводной воды	Количество микроорганизмов, кл/мл/балл							
	Физиологические группы микроорганизмов							
	Мезофильные сапрофиты	Психрофильные сапрофиты	Гетеротрофные железобактерии	Автотрофные железобактерии	Нефть окисляющие	Сульфатвосстанавливающие	Плесневые грибы	Актиномицеты
До очистки фильтра	20	6440	0	9400	5100	12/100	4790	8860
После очистки фильтра	0	0	0	0	40	0	0	0
Чистая водопроводная вода	0	0	0	0	0	0	0	0

Приведенные в таблице результаты, как и имеющиеся результаты других исследований показывают, что для проявления железобактерий в виде пучков нитей или слизи или того или другого, необходимо соответствующее их количество. Предварительный подсчет этих микробов на препаратах уже проявившего себя оброста из железобактерий составляет до сотен тысяч особей. Причем, для оброста характерно разнообразие составляющих его микроорганизмов, особенно железобактерий.

Несмотря на то, что поступающая в городской водопровод вода не содержит железобактерий и по химическим и микробиологическим показателям соответствует гигиеническим требованиям СанПин 2.1.4.1074-01 для питьевых вод, в водопроводящих системах возникает оброст, содержащий целый комплекс микроорганизмов, и прежде всего – железобактерий. Причиной его появления является неудовлетворительное состояние оборудования водопроводящих систем.

Таким образом, практика эксплуатации водопроводящих систем показывает, что железобактерии – это скрытая угроза, проявляющая себя внезапно, без видимой причины в чистой еще недавно воде. И в тот период, когда железобактерии себя проявили, борьба с ними уже практически невозможна. Содержание железобактерий в водах не зависит от содержания в них железа, а определяется условиями среды их обитания: наличием органического вещества, минеральных компонентов, механических примесей, pH и Eh среды и составом формирующегося микробного сообщества и др.

Работа выполнена при финансовой поддержке Госзадания «Наука» № 2014/226.

Литература

1. Ермашова Н.А. Природный гидрогеохимический фон верхней гидродинамической зоны Среднего Приобья как основа оценки ее экологического состояния. // Обской вестник №№3-4 – Томск, 1999. – С. 106-112.
2. Попов В.К., Лукашевич О.Д. и др. Эколого-экономические аспекты эксплуатации подземных вод Обь-Томского междуречья. – Томск: Изд-во ТГАСУ, 2003. – 174 с.
3. Таубе П.Р., Баранова А.Г. Химия и микробиология воды. – М.: Высшая школа, 1983 г. – 277 с.

М.М. Горячая, А.Н. Бестужева, В.В. Лобынцев
ОЦЕНКА МАСШТАБОВ РАСПРОСТРАНЕНИЯ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В ВОДНОЙ СРЕДЕ В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИЙ МОРСКОЙ И КОСМИЧЕСКОЙ ТЕХНИКИ

M.m. Goryachaya, A.N. Bestuzheva, V.V. Lobyntsev
ASSESSMENT OF THE EXTENT OF POLLUTANTS SPREAD IN THE AQUATIC ENVIRONMENT AFTER THE ACCIDENTS OF MARINE AND SPACE TECHNICS

ЗАО «НПФ «АРГОС», г. Санкт-Петербург, В.О., 16-линия, д.7.

E-mail: argos@navy.ru

Аннотация. В данной статье рассмотрен метод прогнозирования процесса распространения загрязняющих веществ в водной среде в результате аварий морской и космической техники. Результаты предложенных расчетов – основные характеристики процесса распространения загрязняющих веществ, знание которых имеет важное значение для организации и проведения работ по ликвидации последствий аварии.

В процессе эксплуатации морской и космической техники нередко возникают аварийные ситуации, в результате которых происходит неконтролируемый выброс загрязняющих веществ (ЗВ) в водную среду, при этом опасность представляют, как быстрорастворимые, так и слаборастворимые вещества. Таким образом проблема оценки масштабов загрязнения водной среды является особо актуальной.

В зависимости от химических свойств ЗВ, а также от характера аварии (на поверхности водоема, в толще воды, вблизи дна), процесс распространения ЗВ может протекать по-разному [1, 2, 3]. В результате сформулирована математическая модель, позволяющая сделать прогноз распространения быстрорастворимых веществ по поверхности водоема и распространения слаборастворимых веществ вдоль плоского дна водоема [3]. В обоих случаях задача решалась в двумерной постановке, в связи с тем, что горизонтальная турбулентная диффузия на несколько порядков превышает вертикальную.

С учетом допущений в основе математической модели распространения ЗВ в водной среде принимаем двумерное уравнение диффузии:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(V_1 C) + \frac{\partial}{\partial y}(V_2 C) = K_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + K_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \quad (1)$$

где $C = C(x, y, t)$ – концентрация ЗВ внутри области загрязнения (ОЗ), K_x, K_y – коэффициенты горизонтальной турбулентной диффузии по осям X и Y соответственно, $\vec{V} = (V_1, V_2)$ – вектор скорости течения по осям X и Y соответственно, ОЗ – область, ограниченная радиусом R , при котором концентрация ЗВ в воде равна предельно допустимой.

Начальные условия (НУ):

$$C|_{t=0} = C_0(x, y), \quad (2)$$

где $C_0(x, y)$ – концентрация ЗВ в ОЗ в начальный момент времени.

Граничные условия (ГУ):

$$C = 0, (x, y) \in \bar{D}, \quad (3)$$

$$\frac{\partial C}{\partial \bar{n}} = 0, (x, y) \in \Gamma, \quad (4)$$

где для быстрорастворимых ЗВ: \bar{n} – внешняя нормаль к границе водоема, расположенного в плоскости XOY , Γ – береговая линия, \bar{D} – граница области водоема, исключая Γ , для слаборастворимых ЗВ: \vec{V} – вектор скорости придонного течения, Γ – граница дна водоема, \bar{n} – внешняя нормаль к границе дна водоема Γ .

Результат решения математической модели – изменение концентрации ЗВ внутри ОЗ, изменение радиуса ОЗ во времени и время существования ОЗ (рисунки 1 – 3).

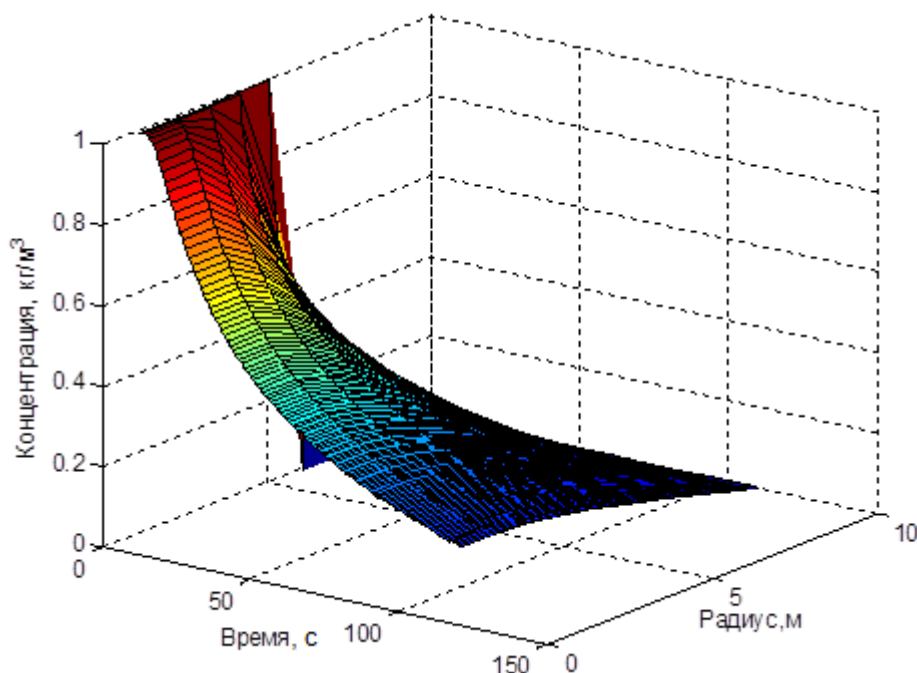


Рис. 1. Изменение концентрации ЗВ внутри ОЗ – $C(R, t)$

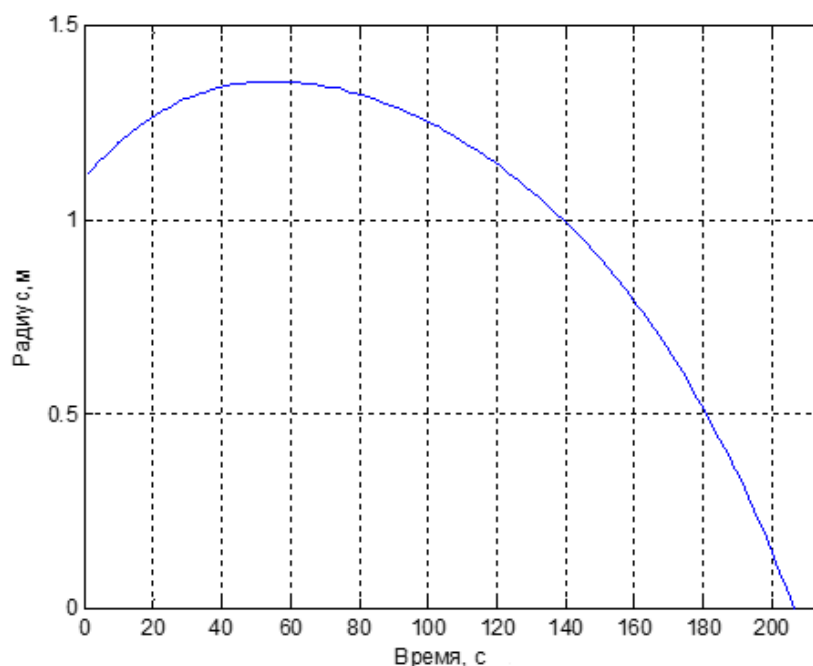


Рис. 2. Изменение радиуса области загрязнения $R(t)$

На основе предложенной математической модели разработано специальное программное обеспечение (СПО), позволяющее оценить масштабы загрязнения как на поверхности, так и вблизи дна водоема. Данное СПО предназначено для получения оперативного прогноза последствий аварийной ситуации. Освоение СПО не требует специальной подготовки (рисунок 4).

Секция 3. Биогеохимия водных экосистем. Влияние биогеохимических процессов, происходящих на водосборах, на формирование гидрохимического стока

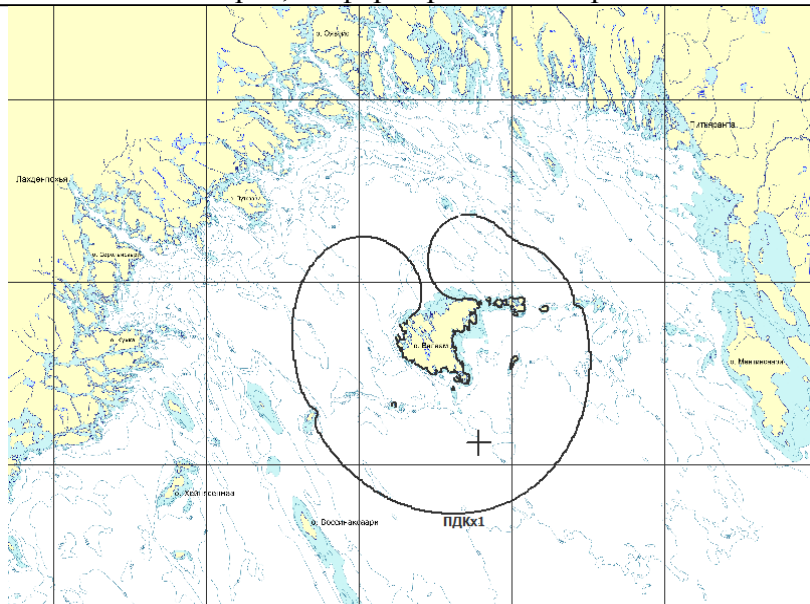


Рис. 3. Концентрация ЗВ через 10 часов после аварии

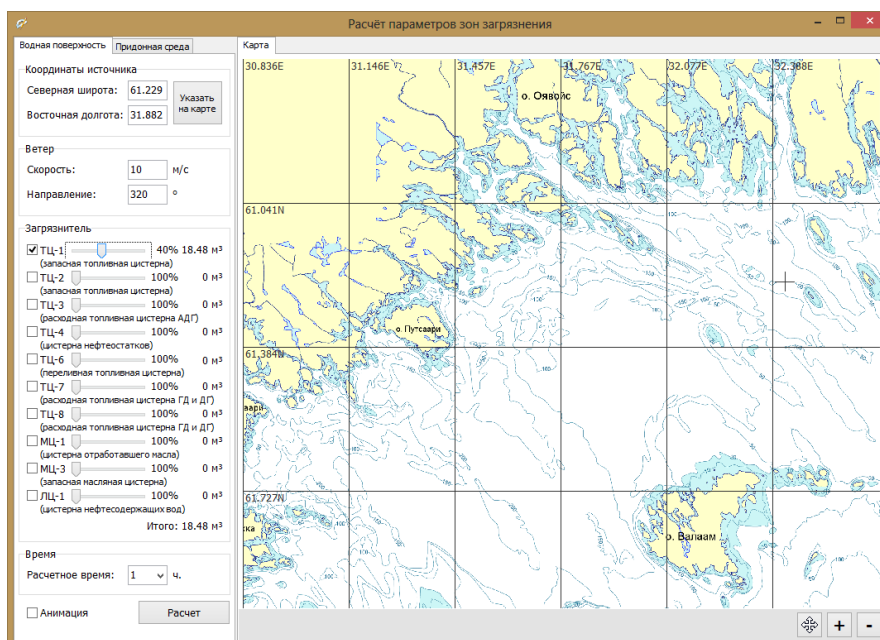


Рис. 4. Интерфейс СПО

Заключение

Предложенная методика позволяет получить оперативный прогноз последствий аварий, произошедшей при эксплуатации морской и космической техники. Результаты предложенных расчетов носят оценочный характер, но они дают представление об основных характеристиках процесса распространения ЗВ, а именно, изменении параметров области загрязнения и времени её существования. Результаты расчетов имеют важное значение в организации работ по ликвидации последствий аварий.

Литература

1. Астраханцев Г.П., Меншуткин В.В., Петрова Н.А., Руховец Л.А. Моделирование экосистем больших стратифицированных озер. СПб.: Наука, 2003, 363 с.
2. Озмидов Р.В. Диффузия примесей в океане. СПб.: Гидрометеоздат, 1986, 277 с.
3. Искиердо А.Г., Каган Б.А., Рябикин А.А., Сеин Д.В. Численное моделирование растекания нефти по поверхности воды. - Метеорология и гидрология, 1995, №7, с. 77 – 84.

Для заметок

Научное издание

**БИОГЕОХИМИЯ ТЕХНОГЕНЕЗА И СОВРЕМЕННЫЕ
ПРОБЛЕМЫ ГЕОХИМИЧЕСКОЙ ЭКОЛОГИИ**
(в двух томах)
Т. I

Труды IX Международной биогеохимической школы
(24-28 августа 2015 г., Барнаул)

Подготовка оригинал-макета – Д.Н. Трошкин

Подписано в печать 01.08.2015. Формат 60x84/16.
Бумага офсетная. Усл. п. л. 18,14
Тираж 500 экз. Заказ __.

Институт водных и экологических проблем СО РАН
656038, г. Барнаул, ул. Молодежная, 1

Отпечатано в типографии ООО «Пять плюс»
656049, г. Барнаул, ул. Крупской, 97
тел. (385-2) 62-85-57, e-mail: fiveplus07@mail.ru