

ГЕОЭКОЛОГИЯ

**ПРОЯВЛЕННОСТЬ ПРЕДПРИЯТИЯ ЯДЕРНО – ТОПЛИВНОГО ЦИКЛА В
ПОКАЗАТЕЛЯХ ТОРИЙ – УРАНОВОГО СООТНОШЕНИЯ В ВОЛОСАХ ДЕТЕЙ
ЮГА ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ**

Е.М. Алина

Научный руководитель доцент Н.В. Барановская
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

Производственная деятельность людей способствовала появлению в окружающей среде отдельных регионов, характеризующихся избыточным содержанием определенных элементов и их соединений. Изучение состава биосубстратов человека в таких регионах является актуальной задачей (Юдина и др., 1988; Маленченко и др., 1997; Жук и др., 1991; и др.).

Целью нашего исследования является оценка влияния выбросов СХК на территорию юга Томской области в зависимости от степени удалённости от источника загрязнения.

Для решения поставленной задачи в качестве тест-системы были выбраны волосы, которые в последние годы получают все более широкое применение. Во-первых, потому, что это легкодоступный биоскопийный материал, хранящийся в течение длительного срока, одновременно являясь метаболически активным, который в определённой мере отражает изменения, происходящие в организме на клеточном уровне. Волосы – вторая после костного мозга метаболически активная биологическая среда организма (Жук и др., 1991).

Как оказалось, волосы могут быть не только индикаторной тест-тканью оценки экологической обстановки, но также количественным показателем содержания в органах и тканях тела человека некоторых микроэлементов, то есть отражают как внешнее воздействие, так и элементарный статус организма (Юдина и др., 1988).

Нами был изучен элементный состав волос жителей разных населенных пунктов Томской области с последующей оценкой влияния удалённости от СХК.

Образцы отбирали с соблюдением мер предосторожности во избежание загрязнения. Волосы были отмыты ацетоном и дистиллированной водой с последующим высушиванием на воздухе.

Для количественного анализа использовались современные высокочувствительные ядерно-физические методы нейтронно-активационного анализа с тепловыми нейтронами на Томском исследовательском ядерном реакторе ИРТ-Т в лаборатории ядерно-геохимических методов исследования кафедры ГЭГХ Томского политехнического университета (с.н.с. А.Ф. Судыко). Измерения производились на гамма-спектрометре с германий-литиевым детектором. Для анализа волос использовались навески 100 мг.

Нами было изучено Th/U отношение, полученные данные приведены в таблице 1.

Согласно данным Л.П. Рихванова (1997) высокие (>5) торий-урановые отношения в почвах естественного залегания характерны только для районов с появлением ториеносных геологических образований. Следовательно, высокое Th/U отношение в волосах жителей с. Моряковка (48) аналогично можно связать не только с воздействием СХК, но и с природным фактором. Пониженные Th/U отношения (<3) в почвах при их естественном залегании установлены в районе расположения предприятий ядерного топливного цикла (Рихванов, 1997).

Повышенное Th/U отношение в волосах детей, характеризующееся преимущественно влиянием СХК, наблюдается в населенных пунктах: Берёзкино (3,8), Георгиевка (2,7), Октябрь (2,6), Самусь (2,5), Козюлино (2,5), Наумовка (2,3), Копылово (1,8), Нелюбино (1,5), Семёновка (1,5), Орловка (1,5), Губино (1,4), Зоркальцево (1,2), Филимоновка (1), Новониколаевск (1). При этом наблюдается устойчивое снижение Th/U отношения от нормальных значений (3 – 5) к пониженным (<<3) по мере приближения к осевой части зоны постоянного воздействия такого рода предприятий, совпадающей, как правило, с главенствующей «розой ветров». Согласно таблице к осевой части постоянного воздействия относятся следующие населенные пункты: Семилужки (0,6), Кониново (0,4), Воронино (0,4), Корнилово (0,4), Черная речка (Томский район) (0,4), Лоскутово (0,4), Томск (0,33), Рассвет (0,2), Кижирово (0,2), Красный Яр (0,2), Каргала (0,2). Очень низкое Th/U отношение: Половинка (0,09), Черная Речка (Юкса) (0,06), Северск (0,008).

На основе проведенного сравнения следует заметить, что Th/U отношение в волосах и в почвах на территории Томской области имеет схожее концентрационное соотношение и площадное распространение. Все исследуемые населенные пункты попадают в 100 – километровую зону вокруг СХК, которая характеризуется отклонением Th/U отношения от стандартного значения, оно либо повышенное, либо пониженное, что связано непосредственно с влиянием СХК и природным фактором. В течение 40 лет работы СХК происходят постоянные выбросы в атмосферу, сбросы в открытые водоёмы, закачки в подземные горизонты, что не могло остаться бесследным, не оказывающим влияния на экологическую обстановку окружающей среды. Необходимо отметить, что специфика метеорологических условий площадки СХК такова, что основная роза ветров направлена с юго-юго-запада на северо-северо-восток. Доля этих ветров в году составляет 57%. В то же время следует учесть, что в зависимости от сезона года, направление ветров сильно изменяется. Так, в летний период преобладают ветры юго-юго-восточного направления в сторону г. Томска, что при определенных стечениях обстоятельств может способствовать разнесу газоаэрозольных выбросов в сторону г. Томска (Th/U = 5). Так, влияние выбросов СХК ведет к ухудшению состояния здоровья населения Томской области и возникновению структурной специфической заболеваемости (роста числа онкологических заболеваний, болезней крови, психических заболеваний) (Рихванов, 1997).

Таблица 1

Содержание тория, урана и их отношение в волосах жителей юга Томской области

Населенный пункт	Th	U	Th/U
Наумовка	0,863	0,382	2,259
Георгиевка	0,937	0,353	2,654
г. Северск	0,01	1,3	0,008
Черная Речка	0,020	0,364	0,055
Рассвет	0,02	0,086	0,233
Октябрь	0,128	0,05	2,560
Копылово	0,088	0,05	1,760
Кониново	0,020	0,050	0,400
Воронино	0,02	0,05	0,400
Семилужки	0,047	0,081	0,580
Корнилово	0,02	0,05	0,400
г. Томск	0,04	0,12	0,33
Козюлино	0,363	0,148	2,453
Моряковка	2,4	0,05	48
Половинка	0,010	0,116	0,086
Орловка	0,887	0,610	1,454
Кижирово	0,010	0,050	0,200
Самусь	0,790	0,310	2,548
Красный Яр	0,010	0,050	0,200
Каргала	0,01	0,05	0,200
Новониколаевка	0,01	0,01	1,000
Филимоновка	0,010	0,010	1,000
Семеновка	0,015	0,010	1,500
Зоркальцево	0,058	0,05	1,160
Губино	0,11	0,08	1,38
Нелюбино	0,075	0,05	1,500
Березкино	0,19	0,05	3,800
Черная Речка (Томский район)	0,02	0,05	0,400
Лоскутово	0,02	0,05	0,400

Экологическая обстановка Томской области в целом не является благоприятной, что обусловлено комплексным воздействием факторов химической и радиационной природы.

Литература

1. Жук Л.И., Хаджибаева Г.С., Кист А.А. и др. // Гигиена и санитария, 1991. – №10. – С.12 – 15.
2. Маленченко А.С., Бажанова Н.Н., Канаш Н.В. и др. // Гигиена и санитария, 1997. – №5. – С. 19 – 21.
3. Можаяев Е.А., Литвинов А.Н. // Гигиена и санитария, 1998. – №7. – С. 53 – 56.
4. Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск: Издательство ТПУ, 1997. – 384 с.
5. Юдина Т.В., Гильденскиольд Р.С., Егорова Н.В. // Гигиена и санитария, 1988. – №2. – С. 50 – 52.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ВАЛОВЫХ И ПОДВИЖНЫХ ФОРМ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ, ПРИЛЕГАЮЩИХ К ХВОСТОХРАНИЛИЩУ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

О.Л. Анищенко, Н.В. Тонкова, Л.М. Долгих

Научный руководитель заведующая лабораторией биогeотехнологии М.З. Серебряная

Днепропетровский национальный университет, г. Днепропетровск, Украина

В любой отрасли промышленности отходы производства являются основными загрязнителями окружающей среды. Специфической особенностью добычи и переработки радиоактивных руд, в отличие от других горнодобывающих отраслей народного хозяйства, является наличие во всех видах отходов радиоактивных веществ уранового и ториевого рядов.

На рудоперерабатывающих предприятиях основной вид отходов (хвосты гидрометаллургической переработки урановых руд) представлены как твердой фазой (пески, илы), так и жидкими отходами (хвостовые воды, маточники и др.), которые удаляются на хвостохранилища.

Поскольку минералогический (соответственно и химический) состав урановых руд весьма разнообразен и зависит от характера и генезиса месторождения, то в хвостах кроме радионуклидов уранового ряда может присутствовать множество химических веществ и соединений. Основу твердых отходов обычно образуют такие соединения, как диоксид кремния SiO_2 , оксид алюминия Al_2O_3 , на которые в сумме приходится до 80-90% состава хвостов. Около одного или нескольких процентов составляют соединения железа (Fe_2O_3), кальция (CaCO_3 , CaSO_4 и др.), калия, натрия, магния, ванадия, молибдена и т.п. В меньших количествах могут быть и другие химические элементы, в том числе обладающие высокой токсичностью, такие как кадмий, бериллий, селен, молибден, ванадий, фториды и др. (Корнилов, Рябчиков, 1992).

В жидкой части пульпы и маточниках содержатся растворимые соединения радионуклидов уранового ряда и других химических веществ, перешедших в водную фазу из руд в процессе выщелачивания, и реагенты, которые использовались в технологическом процессе.

Первоначальное взаимодействие поступающих на земную поверхность радионуклидов и тяжелых металлов в значительной мере зависит от состояния и форм нахождения их, типов растительного покрова, видов подстилки и дернины (Павлоцкая и др., 1972). Попадая в почву, радионуклиды и тяжелые металлы включаются в почвообразовательные процессы. Существенную роль в перераспределении между средами, а также в вертикальной и горизонтальной миграции во времени играет скорость выщелачивания элементов, а так же направленность почвообразующих процессов.

Направление геохимической миграции радионуклидов и тяжелых металлов в почве определяется как природой элементов, так и спецификой почвообразовательных процессов. Радионуклиды и металлы либо фиксируются и накапливаются в почвах, либо мобилизуются и выносятся с почвенными водами в горизонтальном и вертикальном направлениях. В целом миграция металлов тесно связана с процессами почвообразования, протекающими на территории.

Ширина зоны загрязнения территории вокруг хвостохранилищ зависит от сочетания технологических параметров хвостохранилища с местными орографическими и метеорологическими факторами, определяющими механизм распространения токсикантов.

Исследуемое нами хвостохранилище «Сухачевское» относится к овражно-балочному типу хранилищ и состоит из двух секций расположенных последовательно друг за другом. Общая протяженность хвостохранилища 4,8 км, площадь земельного отвода 491,43 га. Граница санитарно-защитной зоны (СЗЗ) расположена на расстоянии 1000 м от борта хвостохранилища в I секции и от ограждающей дамбы во II секции хвостохранилища «С».

Для наблюдения выбрана зона вокруг хвостохранилища размером 6х6 км. Пробы отбирались в непосредственной близости от зеркала хвостохранилища, в рабочей зоне (РЗ), шириной до 150 м и зоне наблюдения (ЗН), шириной до 1,5 км, где располагаются в основном сельскохозяйственные угодья. Пробы отбирались по методу конверта со стороны 5 м, масса пробы составляла 2 кг.

Для количественной оценки валового содержания тяжелых металлов (ТМ) в пробах почв использовался метод атомно-абсорбционной спектроскопии. Процедура подготовки проб выглядела так: навеска суховоздушной пробы (2 – 3 г) минерализовалась на протяжении нескольких часов при температуре 450 – 550°C, полученную золу количественно переносили в раствор азотной кислоты. Последнюю выпаривали досуха, осадок растворяли в соляной кислоте, разбавляя ее бидистиллированной водой. В пробах измеряли содержащее Cu, Zn, Mn и Fe с атомизацией проб в воздушно-ацетиленовом пламени; в случае, когда содержащее ТМ было невысоким, атомизацию проводили в графитовой кювете (Co, Ni, Pb, Mo). Для измерений использовали АА «Сатурн-3П».

Для определения подвижных форм тяжелых металлов в пробах почв (Cu, Zn, Ni) навеска почвы (10 г) помещалась в колбу с ацетатно-аммонийным буфером 150 мл, pH = 4,8 (для Cu, Zn) и pH = 4,6 (для Ni). Смесь инкубировалась 1 час при постоянном встряхивании. Твердая часть отделялась фильтрованием, а в фильтрате определялось содержание ТМ на АА «Сатурн-3П» при атомизации в ацетиленовом пламени.

В таблице 1 представлены данные о валовом содержании тяжелых металлов в почвах вокруг хвостохранилища.

Таблица 1

Показатели загрязнения почвы тяжелыми металлами в зоне хвостохранилища

Участки	Средние показатели $X \pm \Delta$ (мг/кг)						
	Cu	Zn	Mn	Cd	Ni	Co	Pb
РЗ I секция	9,83±1,95	18,76±4,76	428,17±98,19	0,06±0,19	6,19±1,33	0,48±0,14	0,57±0,21
РЗ II секция	6,26±2,14	14,47±2,89	251,78±97,66	0,04±0,016	5,20±2,65	0,49±0,22	0,64±0,65
Зона наблюдения I секции	6,40±1,05	14,21±0,50	326,41±33,69	0,05±0,005	6,47±0,77	0,42±0,058	0,29±0,04
Зона наблюдения II секции	9,52±1,03	17,28±5,25	384,61±126,64	0,04 ±0,009	5,38±0,711	0,66±0,303	0,54±0,15

Нами выделены 4 зоны наблюдения: рабочая зона вокруг каждой секции хвостохранилища и зоны наблюдения, которые прилегают соответственно к каждой секции. Среднее содержание тяжелых металлов в почве не превышает показателей ПДК, предусмотренных нормативными документами (Справочник, 1990). Но обращает внимание тот факт, что в рабочей зоне I-ой секции валовое содержание Cu, Zn, Mn, Pb, Cd и Ni, значительно превышает эти показатели во II-ой секции. Это свидетельствует о переносе токсикантов с карты хвостохранилища на близлежащую территорию РЗ, а также о различном характере отходов, складированных в I-ой и II-ой секциях. По мере удаления от границ хвостохранилища (где в большей степени проявляется действие не локального источника, а региональных) картина меняется. В зоне наблюдения вокруг II-ой секции валовое содержание тяжелых металлов выше, чем возле I-ой секции. Анализ розы ветров в этом регионе свидетельствует о региональном (промплощадки близлежащих крупных промышленных центров) происхождении этого загрязнения.

В таблице 2 представлены данные о содержании четырех тяжелых металлов в грунтах непосредственно вокруг хвостохранилища. Сравнение с данными таблицы 1 показывает, что загрязненность (валовое содержание) Ni и Zn значительно выше, чем в среднем по всей рабочей зоне. Значительные колебания отмечены для валового содержания Cu. Содержание подвижных форм этих металлов (Ni, Zn, Cu) имеет очень мозаичную картину: от почти отсутствия их в некоторых точках к превышению ПДК (Zn, Cu).

Содержание валовых и подвижных форм металлов возле границ хвостохранилища

№проб почв	Содержание металлов, мг/кг						
	Ni		Cu		Zn		Mn
	валовое содержание	подвижные формы	валовое содержание	подвижные формы	валовое содержание	подвижные формы	валовое содержание
1	25,93	0,80	25,93	0	44,79	2,60	400,79
2	22,95	0,40	9,18	0	39,02	2,40	344,32
3	16,96	0	12,11	0	31,49	1,60	460,23
4	24,78	1,40	34,69	1,80	84,24	25,20	693,72
5	26,78	0	44,64	0	69,19	4,00	412,89
6	28,42	1,60	35,53	0,60	87,63	18,80	426,32
7	16,35	1,60	46,71	5,40	28,03	6,20	35,03
8	17,09	1,60	39,07	5,40	78,14	13,20	68,37
9	16,98	0,60	9,70	0	41,24	2,40	242,58
10	23,58	1,00	9,43	1,40	47,17	3,00	294,81
11	27,26	0	11,36	0	40,89	3,20	340,75
12	24,34	1,00	12,17	0	43,81	3,80	413,73
13	23,37	1,00	11,68	0	37,39	1,80	362,18
14	23,16	0,60	10,42	0	44,01	4,00	312,67
15	25,14	0	16,34	0,60	47,77	19,60	314,26
16	24,52	0	14,71	0	49,05	3,80	490,46
17	31,34	0	24,10	1,20	89,19	14,40	409,78
18	25,75	1 – 20	11,88	0	37,63	5,20	257,49
19	27,74	0	17,07	0	53,34	3,60	341,40

ПДК для валовых форм: Mn – 1500 мг/кг, для подвижных форм Cu – 3,0 мг/кг; Ni – 4,0 мг/кг; Zn – 23 мг/кг

Нам не удалось установить четкой закономерности изменения содержания подвижных форм при повышении содержания валовых форм, хотя такая тенденция имеет место.

Представленные в работе исследования показали, что хвостохранилище отходов переработки урановых руд является локальным источником загрязнения грунтов тяжелыми металлами. По состоянию на 2004 г. уровень загрязнения приблизился к границе разрешенного, что свидетельствует о необходимости принятия срочных мер по предотвращению дальнейшего воздействия хвостохранилища «С» на окружающую среду.

Литература

1. Корнилов А. Н., Рябчиков С. Г. Отходы уранодобывающей промышленности: Радиационно-гигиенические аспекты. – Г.: Энергоатомиздат, 1992. – 168 с.
2. Павлоцкая Ф. И., Арноутов Г.М., Блохин М. И. О возможных связях стронция-90 с различными фракциями органических веществ лугово-черноземной почвы // Почвоведение, 1972. – №1. – С.60 – 66.
3. Справочник помощника санврача // М.: Медицина, 1990. – С.150 – 158.

ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ЗЫРЯНСКОГО РАЙОНА ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ИССЛЕДОВАНИЙ НАКИПИ И ПОЧВ

Е.С. Бакулева

Научный руководитель доцент Н.В. Барановская
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

Зырянский район Томской области находится в юго-восточной ее части восточнее Томского района. Территория Зырянского района составляет 4 тыс. кв. км. Количество населенных пунктов – 25. Численность наличного населения всего 17 тыс. человек (сельское население), число жителей на 1 кв. км – 4,3.

В Зырянском районе развито как промышленное производство, так и сельское хозяйство. Здесь расположены 3 крупных и средних предприятия. Отраслевая структура имела вид в 2000 году: 77,2% приходилось на предприятия пищевой промышленности, 14,3% – мукомольно-крупяной и комбикормовой и 8,5% – промышленности строительных материалов.

В большей степени на территорию района влияют дорожная сеть и транспорт. Протяженность дорог составляет примерно 200 км (4,5% от протяженности дорог области), они занимают площадь 441,19 га. Общее количество автомобилей в районе примерно 1,7% от количества транспорта по области. Число автомобилей растет с каждым годом. На территории района зарегистрировано 191 крестьянское (фермерское) хозяйство. Сельскохозяйственное производство осуществляется в хозяйствах трех типов: в сельскохозяйственных предприятиях, личных приусадебных и крестьянских (фермерских) хозяйствах.

Цель работы: оценить экологическое состояние Зырянского района, используя почвенную среду и солевые отложения, образующиеся при кипячении воды. Такие исследования ранее не проводились.

В настоящее время для солевых отложений и почвы Зырянского района получены результаты только инструментального нейтронно-активационного анализа, выполненного в ядерно-геохимической лаборатории кафедры ГЭХ ТПУ на базе исследовательского ядерного реактора.

Инструментальный нейтронно-активационный анализ (ИНАА) основан на регистрации излучения радиоактивных нуклидов, образующихся при облучении исследуемых проб потоком нейтронов. Облучение проб производится в ядерном реакторе при потоке медленных нейтронов. Возникающее под действием нейтронов в исследуемых пробах гамма-излучение фиксируется с помощью радиометров или спектрометров. Вместе с исследуемыми пробами в одинаковых условиях облучаются и стандартные образцы. Определения содержаний химических элементов производятся путем сравнения интенсивностей излучения проб и стандартных образцов в выбранных энергетических интервалах спектрометра, а при простом спектре гамма-излучения – по измерениям интегрального гамма-излучения. После окончания облучения пробы выдерживаются некоторое время («остывание»), после чего направляются на анализ. Последний выполняется непосредственно на пробе (ИНАА) или после радиохимической подготовки, в процессе которой выделяется исследуемый радионуклид, что позволяет определить его содержание радиохимическим методом.

ИНАА отличается рядом достоинств: 1) обеспечивает количественные определения многих химических элементов из одной навески; 2) практически исключает зависимость результатов определений от химических свойств элементов; 3) обеспечивает возможность анализа малых навесок.

Результаты анализа представлены в виде моноэлементных гистограмм, выполненных по средним значениям содержаний.

Согласно построенным гистограммам распределения элементов в накипи, можно сделать некоторое заключение:

- 1) п. Зырянка характеризуется низкими концентрациями элементов относительно других населенных пунктов;
- 2) в п. Цыганово выявлены высокие содержания Sb, Hf, Sc, Sm, Au;
- 3) п. Чердаты отличается высокими содержаниями Fe, Sb, Cr, Au;
- 4) п. Берлинка характеризуется высокими концентрациями Au, Ag;
- 5) в п. Иловка отмечены повышенные концентрации практически всех элементов: Na, Hg, Br, Rb, Cr, Hf, La, Ce, Lu, Sc, U;

6) п. Семеновка характеризуется повышенными содержаниями Zn, Co, Sc, Ce, Th, U.

Согласно гистограммам распределения элементов в почве получены следующие результаты:

- 1) в п. Зырянка отмечены повышенные концентрации элементов: Ca, Fe, Ag, Ce, Th, Ba, Cs;
- 2) в п. Цыганово выявлены высокие содержания Na, Fe, Co, La, Ce, Sm, Tb, Yb, Th, Hf;
- 3) п. Чердаты отличается высокими содержаниями Cr, Sb, Au;
- 4) п. Семеновка характеризуется повышенными содержаниями Na, Co, Tb, Yb, U, Hf, Ba;
- 5) п. Берлинка и п. Иловка характеризуются низкими концентрациями элементов в почве относительно других населенных пунктов.

С помощью геохимических кларков ноосферы (по Н.Ф. Глазовскому, 1982) и литосферы (по А.П. Виноградову, 1962) были подсчитаны кларки концентрации выявленных элементов в накипи и почве (соответственно), построены ассоциативные геохимические ряды для каждого населенного пункта и в целом по району.

Специфика геохимических рядов отражает следующий характер концентрации элементов в накипи:

- 1) по данным анализа практически во всех объектах прослеживается ассоциация Au, Ag, Sb в начале ряда, что определяет и специфику района;
- 2) во всех населенных пунктах высокий кларк концентрации Zn;
- 3) повышенные концентрации U отмечены в поселках Чердаты, Иловка, Семеновка;
- 4) наиболее напряженным по количеству элементов, превышающих ноосферный кларк, можно считать поселки Чердаты и Иловка (здесь кларк ноосферы превышают 7 элементов);
- 5) п. Берлинка характеризуется превышением кларка более чем в 1000 раз по Au и Ag.

Специфика геохимических рядов отражает следующий характер концентрации элементов в почве:

- 1) по данным анализа практически во всех объектах прослеживается ассоциация Au, Ag, Sb в начале ряда, что определяет и специфику района;
- 2) во всех населенных пунктах высокий кларк концентрации Br, Cr;
- 3) повышенные концентрации Hf отмечены в поселках Зырянка, Берлинка, Цыганово, Семеновка.

В целом Зырянский район имеет следующий геохимический ряд (приведены элементы, для которых кларк концентрации превышает 1) по накипи: Ag(643,8) → Au(456,5) → Zn(22) → Sb(17,7) → U(2,9) → Co(2,3) → Fe(1,5); по почве: Ag(16,71) → Au(7,5) → Sb(5,1) → Br(4,2) → Cr(1,53). Следует отметить, что и в накипи, и в почве вершину ряда занимает золото-серебро-сурьмяная ассоциация элементов, для которых отмечены весьма значительные превышения кларков.

Литература

1. Зырянский район – на пути к устойчивому развитию: Информационный бюллетень. – Томск, 2001.
2. Рихванов Л.П. Геоэкология: Справочно-информационные материалы к курсу лекций для студентов очного и заочного обучения. – Томск: Изд-во ТПУ, 2000.
3. Справочник по геохимическим поискам полезных ископаемых / Под ред. Соловова А.П., Архипова А.Я., Бугрова В.А. и др. – М.: Недра, 1990.

ВЛИЯНИЕ СООТНОШЕНИЯ ФАЗ НА ВЫДЕЛЕНИЕ ОБМЕННЫХ КАТИОНОВ ИЗ ОСАДОЧНЫХ ПОРОД

В.А. Белецкая

Научный руководитель заведующий лабораторией геоэкологии А.А. Кроик
Научно-исследовательский институт геологии, Днепропетровский национальный университет, г. Днепропетровск, Украина

Одним из аспектов изучения процессов трансформации тяжелых металлов в геологической среде является определение геохимических форм связывания металлов породами. Такие исследования предполагают установление количественного распределения металлов по фракциям в породе и оценку прочности связывания металлов породами.

Особую опасность для загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами представляют их подвижные формы связывания. Количество подвижных форм металлов зависит от емкости катионного обмена (ЕКО) глинистых минералов, присутствующих в породе.

Поскольку при вхождении тяжелых металлов в обменный комплекс пород происходит быстрое эквивалентное замещение ими обменных катионов породы, то ЕКО является опосредованной величиной, по которой теоретически можно рассчитать возможное максимальное количество мобильных форм металлов, образующихся при взаимодействии металлов с породами.

ЕКО определяется как сумма обменных катионов щелочных и щелочноземельных металлов (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+), удерживающихся в породе с помощью электростатических сил и способных обмениваться на другие катионы и вытесняемые из породы растворами нейтральных солей. Поскольку кальций является преобладающим катионом в обменном комплексе пород, им представлено 60 – 90% общей обменной емкости пород (Горбунов, 1967), то во многих случаях при исследовании обменной поглотительной способности пород ограничиваются определением обменного кальция или суммы обменных катионов кальция и магния. Как правило, масса навески породы при определении обменных катионов может варьироваться в широких пределах (Аринушкина, 1970).

Целью данной работы было изучение влияния соотношения между твердой и жидкой фазами на вытеснение обменных катионов из осадочных пород, поскольку соотношение фаз является одним из определяющих факторов в фазовом анализе пород. Кроме того, исследователю иногда приходится сталкиваться с определенными ограничениями навесок и объемов растворов при проведении экспериментальных работ.

Для исследования были взяты породы с разным содержанием карбонатов кальция и магния. В первой серии опытов проводилось вытеснение обменного кальция 1 М раствором MgCl_2 (Tessier, 1979) при разных соотношениях твердой и жидкой фаз. Время контакта породы с раствором составляло 30 мин. Определение обменного кальция в солевых вытяжках проводилось с применением метода атомно-абсорбционной спектрофотометрии. Результаты представлены в таблице 1.

Первая серия экспериментов показала, что при увеличении соотношения фаз с 1:20 до 1:100 количество вытесняемого из породы кальция возрастает на 37 – 80%. Особенно эта тенденция характерна для породы с высоким содержанием карбонатов. Было сделано предположение о том, что с увеличением соотношения фаз происходит усиление агрессивного воздействия солевого раствора на породу, что приводит к гидролизу карбонатов породы.

Таблица 1

Определение обменного кальция 1 М раствором MgCl_2

Номер пробы	Содержание в породе, %		Соотношение фаз	Вымыто из породы кальция	
	CaCO_3	MgCO_3		мг-экв/г	мг/г
1	11,70	2,52	1:100	0,38	7,60
			1:40	0,26	5,20
			1:20	0,21	4,20
			1:100	0,19	3,80
2	1,50	1,05	1:40	0,14	2,80
			1:20	0,14	2,80

Во второй серии экспериментов вытеснение обменных катионов проводилось на тех же породах с применением в качестве экстрагента 3%-го раствора KCl (Сагт, 1974). Применение этого реактива расширяет возможности анализа и позволяет объемным титрованием определить не только ионы обменного кальция, но и ионы обменного магния, а также проследить наличие и изменение содержания в солевой вытяжке ионов HCO_3^- и SO_4^{2-} , которые могут служить индикаторами процессов растворения гипса и гидролиза карбонатов породы. Результаты представлены в таблице 2.

Таблица 2

Влияние соотношения фаз на выделение обменных катионов раствором хлорида калия

Номер пробы	Соотношение фаз	Вымыто из породы							
		Ca^{2+}		Mg^{2+}		HCO_3^-		SO_4^{2-}	
		мг-экв/г	мг/г	мг-экв/г	мг/г	мг-экв/г	мг/г	мг-экв/г	мг/г
1	1:100	0,350	7,000	0,200	2,400	0,100	6,100	0,050	2,400
	1:40	0,260	5,200	0,220	2,640	0,040	2,440	0,048	2,320
	1:20	0,185	3,700	0,245	2,940	0,030	1,830	0,034	1,630
2	1:100	0,125	2,500	0,040	0,480	0,050	3,050	не обн.	
	1:40	0,090	1,800	0,040	0,480	0,024	1,464	не обн.	
	1:20	0,090	1,800	0,025	0,300	0,010	0,610	не обн.	

Сопоставление результатов первой и второй серии экспериментов подтвердило сделанное предположение. Действительно, количество вымытого из породы кальция для первой пробы увеличивается при изменении соотношения фаз с 1:20 до 1:40 в 1,4 раза и в 3 раза при увеличении соотношения фаз до 1:100. Во столько же раз в солевой вытяжке из породы увеличивается и концентрация гидрокарбонат-ионов. То есть, рост содержания ионов кальция в растворе при

увеличении соотношения между фазами напрямую связан с гидролизом карбонатов в породе. Кроме того, при выделении обменных катионов возможно частичное растворение гипса. Контролировать этот процесс можно по наличию в солевой вытяжке из пород сульфат-ионов. При соотношении 1:20 их количество в 1,5 раза меньше, чем при более высоких соотношениях. Для второй пробы наблюдаются те же тенденции.

Для определения истинной величины обменных катионов породы необходимо из общей суммы определяемых в солевом растворе катионов кальция и магния вычесть количество эквивалентное сумме анионов: HCO_3^- и SO_4^{2-} , которое соответствует процессам растворения гипса и карбонатов породы. Рассчитанное таким образом количество обменных катионов для первой пробы составляет 36,6 мг-экв/100 г при соотношении фаз 1:20; 39,1 мг-экв/100 г – при соотношении фаз 1:40 и 40,0 мг-экв/100 г – при соотношении фаз 1:100. Для второй пробы количество обменных кальция и магния, определенных при соотношениях твердой и жидкой фаз 1:20 и 1:40, составляет 10,5 мг-экв/100 г. Определенное при соотношении фаз 1:100 количество обменных катионов несколько выше и составляет 11,5 мг-экв/100 г.

Таким образом, проведенные исследования показали, что определение обменных катионов в осадочных породах необходимо проводить при соотношении фаз не превышающем 1:20, чтобы максимально избежать искажения результатов за счет процессов гидролиза карбонатов и растворения гипса.

Полученные результаты были использованы при изучении буферных способностей осадочных пород к свинцу и определения подвижных форм свинца в осадочных породах. Величины катионной обменной емкости осадочных пород использовались при составлении баланса в распределении свинца, кальция и магния между фазами.

Литература

1. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. – М.: Изд-во МГУ, 1970. – 487 с.
2. Горбунов Н. И. Почвенные коллоиды и их значение для плодородия. – М.: Наука, 1967. – 160 с.
3. Саег Ю.Е., Несвижская Н.И. Изучение форм нахождения элементов во вторичных потоках рассеяния. – М.: ВИЭМС, 1974. – 44 с.
4. Tessier A.P., Campbell G.G., Bisson M.A. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals // Analytical Chemistry, 1979. – Vol.51, № 7. – P. 844 – 850.

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОПАСНОСТИ ОТХОДОВ ПРЕДПРИЯТИЙ УГЛЕДОБЫВАЮЩЕЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ ЗАПАДНОГО ДОНБАССА

В.А. Белецкая, Н.Е. Яцечко

Научный руководитель заведующий лабораторией геоэкологии А.А. Кроик
Научно-исследовательский институт геологии, Днепропетровский национальный университет, г. Днепропетровск, Украина

Огромное количество (более 25 млрд. т) твердых промышленных отходов угольных, металлургических, химических, энергетических и других предприятий, находящихся на территории Украины, представляют собой серьезный и опасный источник загрязнения окружающей среды. Масса отходов ежегодно возрастает на 150-200 млн. т, выводя из сельскохозяйственного оборота все новые и новые площади земель.

Хозяйственная деятельность человека направлена на использование отходов непосредственно (дороги дамбы, плотины и др.) или в качестве сырья для получения строительных материалов (кирпич, шлак, шлакоблок и др.) Отходы широко применяются для рекультивации земель, в том числе и сельскохозяйственной рекультивации. Помимо того, что отходы занимают значительную территорию, исключая из естественного развития почвенно-растительные экосистемы, они являются источником поступления тяжелых металлов в долговременно (почва и растительность) и временно (поверхностные и подземные воды) депонирующие среды. Различным аспектам воздействия отходов на окружающую среду посвящен ряд исследований (Акинфиев, 2001; Горовой, 2001; Зубова, 2002; Малиновский, 2001). В то же время мало изучены остаются способности компонентов отходов, в частности, тяжелых металлов, переходить в водные растворы и мигрировать в цепи «отвалы – вода – почва – растения», а также особенности иммобилизации металлов в последних звеньях этой цепи.

К твердым отходам чаще всего относятся порода, содержащая незначительные примеси добываемых компонентов, попутно извлекаемая, и неиспользуемые полезные ископаемые горнодобывающей промышленности, а также отходы горно-обогатительной промышленности с сухим способом рудообогащения шлаковые отходы металлургических заводов и теплоэлектростанций и др.

Загрязнения от отвалов, хвостохранилищ и шламохранилищ поступают в поверхностные и подземные воды преимущественно с атмосферными осадками. Степень обогащения атмосферных осадков компонентами-загрязнителями определяется фильтрационными свойствами материала отходов, слагающих отвалы, а также устойчивостью материала к разложению атмосферными осадками. Таким образом, процессы поступления загрязнений из твердых отходов тесно связаны с процессами растворения и выщелачивания.

Растворение – это процесс перехода твердой фазы в жидкую, сопровождаемый разрушением кристаллической структуры твердой фазы.

Выщелачивание представляет собой избирательное извлечение какого-либо компонента из твердого вещества, сохраняющего при этом свою кристаллическую структуру.

Одним из источников загрязнения окружающей среды в районах с развитой горнодобывающей промышленностью являются отвальные шахтные породы и продукты обогащения, получаемые на обогатительных фабриках. В настоящее время их все меньше складывают в терриконы, так как это приводит к загрязнению воздуха за счет его запыленности, сокращению площадей пахотных земель и, наконец, служит источником поступления ряда токсичных компонентов за счет фильтрации и миграции в поверхностные и, главным образом, подземные воды. В Приднепровском регионе, включающем Западный Донбасс, Кривбасс, Никополь-Марганецкий бассейн, отвальные шахтные породы и продукты обогащения обогатительных фабрик широко используются для отсыпки проседающих

участков поймы р. Самара, создания защитных дамб и участков рекультивации. В связи с этим представляют интерес геохимические процессы, протекающие при экспозиции отвальных пород и отходов углеобогащения на дневной поверхности.

Для решения теоретических и практических задач геохимии окружающей среды необходимо определить закономерности распределения, накопления и миграции микроэлементов в условиях техногенеза. Прогноз активного поступления микроэлементов в объекты окружающей среды невозможен без учета водо-растворимой фракции.

Вмещающие породы угольного месторождения Западного Донбасса содержат микроэлементы первого класса опасности – свинец, кадмий, цинк, второго класса опасности – медь, хром, никель, а также марганец и железо.

Для исследований выбраны три экспериментально-производственных участка рекультивации, отличающиеся временем организации, литологическим строением, типом ландшафта и предположительно разным характером процессов выветривания шахтных пород.

На первом участке шахтные породы перекрыты слоем песка толщиной 0,4 – 0,9 м, на песок насыпан слой почвы 0,15 – 0,40 м, на третьем участке слой песка отсутствует и почва (0,4 – 0,8 м) лежит непосредственно на породе, отсыпан этот участок на 2 года раньше. Второй участок значительно отличается от 1 и 3 тем, что находится на дамбе, которая сложена только породой, которая не перекрыта плодородным слоем. Натурные наблюдения проводились 3 года. Пробы отбирались из скважин глубиной 3 м с интервалом отбора 0,25 м, общее количество скважин – 35. На склоновой части участков рекультивации отбор проводился из канав глубиной до 1 м. Объем выборки составлял 420 проб.

В результате наблюдений за процессами выноса микроэлементов на трех участках рекультивации установлено, что микроэлементный состав пород зависит от условий складирования отходов. Определено также, что динамика содержания микроэлементов в отвальных шахтных породах на участках рекультивации имеет тенденцию к снижению за счет процессов выщелачивания.

Распределение железа, марганца, цинка, никеля, кобальта, меди носит техногенно-аккумулятивный характер. Содержание микроэлементов резко снижается с глубиной, мг/кг: марганца от 13,5 до 6,0, железа от 6,8 до 1,0, цинка от 8,0 до 2,0, никеля от 4,0 до 2,0, кобальта от 3,5 до 1,0, меди от 1,6 до 0,2.

Лимитирующим фактором протекания той или иной стадии выветривания является степень изолированности пород от одновременного действия атмосферных осадков и кислорода воздуха. Отсутствие изоляции приводит к разложению пирита, сидерита, марказита за счет несвязанной серной кислоты (рН водных вытяжек – 2,85 – 3,95) и увеличивает количество подвижных форм железа, марганца, цинка, никеля, кобальта. Установлено, что процессы эти носят локальный характер и приурочены к пиритным включениям, однако за счет диффузионных процессов изменяется распределение элементов по площади и по профилю.

Первый тип выветривания характерен для отвальных пород, которые находятся в условиях субаквального природно-техногенного ландшафта, где порода перекрыта изолирующим слоем.

Второй тип выветривания характерен для пород, которые находятся в условиях супераквального техногенного ландшафта. На участке, где процесс выветривания соответствует второму типу, превышение максимального содержания металлов в породах по сравнению с первым типом выветривания составляет: марганца – 14,9; никеля – 19; кобальта – 27; меди – 10; цинка – 3. Эта тенденция характерна для обеих стадий выветривания и для всех элементов без исключения, но отличается количественными закономерностями.

Из пород первого участка преимущественно выносятся железо (4,47 мг/кг) и цинк (2,33 мг/кг), которые в сумме составляют 84,5 % общего выноса микроэлементов, 15% приходится на долю марганца и свинца. В порядке снижения массы вещества, которое выносятся, получаем следующий ряд: Fe > Zn > Mn > Pb > Ni > Cu > Cr > Cd. Вынос составляет, мг/кг: Mn – 5,17; Fe – 3,92; Ni – 2,46; Zn – 0,88; Co – 0,58; Pb – 0,53; Cu – 0,11; Cd – 0,09; Cr – 0,04.

Особенностью процессов выветривания по второму типу является большее в 1,7 раза количество микроэлементов, доля каждого из них в суммарном выносе составляет, %: марганца – 34,8, сумма меди, кадмия и хрома – 2,4, никеля и кобальта – 22, свинца – 4, цинка – 34,8. На втором участке за счет площадного и бокового смыва происходит интенсивное удаление продуктов химических реакций, и равновесие процесса выщелачивания смещено в сторону разложения пирита и сернокислотного разложения минералов.

Концентрация микроэлементов в водах, просочившихся через толщу отвальных пород, и, следовательно, их опасность для подземных вод будут определяться: константами скорости растворения химических элементов - величиной равновесной концентрации металла, условиями складирования пород, коэффициентами фильтрации и площадью массива отвальных пород.

Константа скорости растворения химического элемента или соединения представляет собой количество вещества, поступающего в водный раствор с единицы поверхности твердой фазы за единицу времени. Натурные наблюдения за процессами выщелачивания позволили определить величины констант скорости растворения сульфатных соединений микроэлементов, расчет выполнялся по формуле:

$$K=(C_i - C_0)*p/t*S,$$

где C_i и C_0 – равновесная и начальная концентрации элементов; t – время; S – площадь поверхности твердой фазы, которая контактирует с единицей объема воды; p – объемная плотность породы.

Получены следующие коэффициенты скорости растворения сульфатных солей металлов, моль*/м²*сут: для цинка – $3,1*10^6$, для железа – $3,82*10^5$, для марганца – $1,0*10^5$, для меди – $4,0*10^7$, для кобальта – $1,13*10^6$, для никеля – $3,5*10^7$, для хрома – $2,7*10^7$, для свинца – $8,0*10^7$, для кадмия – $2,9*10^7$. Наибольшей скоростью выщелачивания обладают железо и марганец, на порядок ниже скорость для цинка, кобальта и свинца, остальные элементы (медь, никель, хром, кадмий) выщелачиваются медленнее.

Таким образом, установлено, что процесс современного выветривания состоит из выщелачивания, выноса и образования новых соединений. Количество и состав выщелачиваемых микроэлементов зависит от стадии выветривания, времени пребывания породы на дневной поверхности и ландшафтных условий.

Литература

1. Акинфиев Н.Н., Баронецкая Л.Д., Осмоловский И.С., Швец В. М. Физико-химическая модель формирования состава вод отвалов горнодобывающих предприятий // Геоэкология. – М., 2001. – № 5. – С.411 – 419.

2. Горовой А.Ф., Горовая Н.А. Геохимия твердых промышленных отходов Донбасса // Минер. журн. – М., 2001. – №4. – С. 136 – 142.
3. Зубова Л.Г. Методика учета загрязнения территорий, прилегающих к отвалам шахт, тяжелыми металлами // Уголь Украины. – Киев, 2002. – №6. – С. 39 – 40.
4. Малиновский Д.Н., Мелехова Г.С., Воеводина Н.П. Геохимические особенности эксплуатации Хибинских апатитово-нефелиновых месторождений. 1. Формирование миграционных потоков загрязняющих веществ // Геоэкология. – М., 2001. – №5. – С. 420 – 429.

ВЕРТИКАЛЬНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В РАЗРЕЗЕ ВЕРХОВОГО ТОРФА ВОДОСБОРА РЕКИ МАЛАЯ ИЧА

А.М. Беляева

Научный руководитель профессор Л.П. Рихванов
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

Как известно, питание растительности верховых болот происходит за счет атмосферных выпадений, что делает их удобным объектом для изучения геохимического состава природной среды в различные периоды времени (Баханов, 1986; Беляева А.М., 2004). К настоящему времени изучено большое количество болот в целях ретроспективной оценки степени загрязнения окружающей среды. Большинство из этих работ выполнено зарубежными специалистами. Недостатком этих исследований является малый спектр определяемых элементов. В большинстве случаев (Holinska et al., 1998; West et al., 2001) к рассмотрению принимаются лишь элементы, характерные для производств, расположенных вблизи исследуемых болот.

В одной из последних работ коллектива российских специалистов из Объединенного института геологии, геофизики и минералогии (ОИГИМ СО РАН) (Гавшин и др., 2003) при исследовании болота, расположенного в южной части Томской области недалеко от г. Томска изучен более широкий спектр элементов.

При таких исследованиях, для оценки степени техногенного влияния на окружающую среду, необходимо сравнение с фоновыми значениями. При обзоре опубликованных ранее данных по болотам Томской области были сделаны выводы, что содержание некоторых микроэлементов в торфяных массивах, расположенных ближе к промышленным зонам, повышается.

В качестве фонового объекта нами был выбран разрез верхового торфа болота у р. Малая Ича, расположенного в 400 км к западу от г. Томска на севере Новосибирской области, в южной части Большого Васюганского болота (рис. 1). Опробование торфяного массива выполнено специалистами Института почвоведения СО РАН г. Новосибирска.

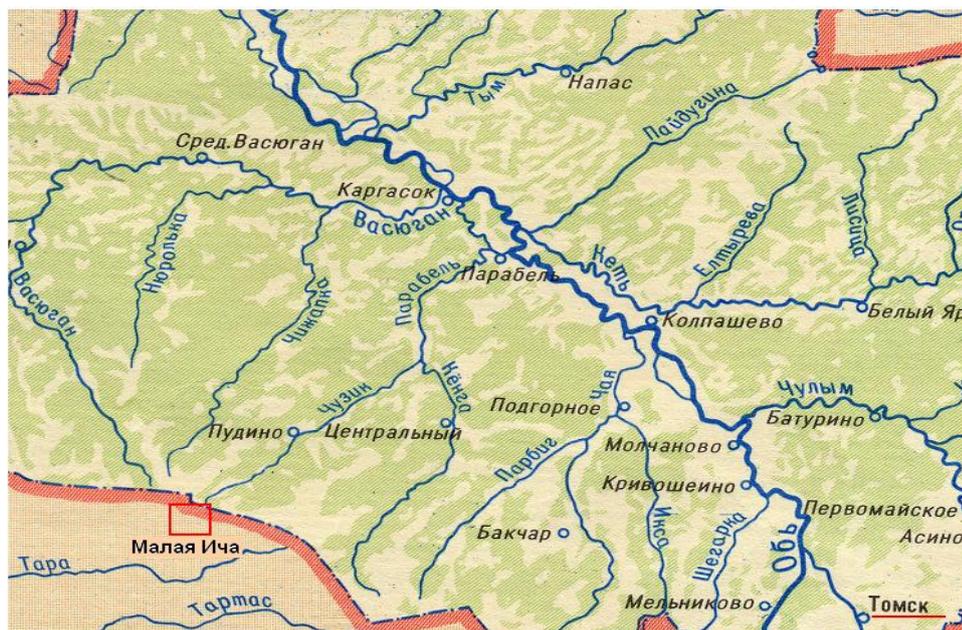


Рис. 1. Карта-схема расположения района исследований

Опробование торфа проводилось послойно с интервалом 10 см до глубины 11 м. Содержание элементов определялось методом нейтронно-активационного анализа в ядерно-геохимической лаборатории на базе исследовательского ядерного реактора НИИ ядерной физики при Томском политехническом университете.

Чтобы выявить источники поступления элементов, необходимо знать возраст торфяных прослоев. В работе Лапшиной Е.Д. и Мульдьярова Е.Я. (Лапшина и др., 2002) при определении возраста торфа на данном участке использовался радиоуглеродный метод. Данный метод является недостаточно точным для верхних слоев торфа, так как не учитывает радиоактивный углерод от испытаний ядерного оружия. Считается, что в верхних интервалах более точным является метод определения возраста по Pb-210. В работе (Бобров и др., 2003) с использованием этого метода для разреза торфа Большого Васюганского болота было определено, что за последние 100 лет сформировалось около 70 см торфа.

Возраст торфяных слоев ниже 1 м можно определить более тысячи лет и распределение элементов здесь нами не рассматривается. Оно может зависеть от разных факторов. Например, смены климатических условий, а следовательно, и смены растительности; изменения условий питания болота.

Для исследования динамики загрязнения окружающей среды наиболее важным для нас являются интервал разреза торфа до глубины 50 см, так как он сформировался в течение последнего столетия.

При интерпретации данных нейтронно-активационного анализа отмечается увеличение содержания элементов в верхнем слое торфа с интервалов (рис. 2): 20 – 30 см: U, Sr; 40 – 50 см: Lu, Ta; 50 – 60 см: Sm, Br, La, Ce, Hf, Tb, Eu, Sb, Th, Cs, Cr, Rb, Fe; 60 – 90 см: Ba.

Отмечаются пики элементов в интервалах: 40 – 50 см – Au; 60 – 90 см – Lu, Br, La, Ce, Hf, Th, Tb, Ta, Eu, Cs, Cr, Rb; 90 – 100 см – U.

Можно также выделить несколько групп элементов, для которых характерно одинаковое распределение. Такие элементы, как Sm, Lu, La, Ce, Th, Cr, Hf, Sc имеют тенденцию к увеличению в верхнем 60-ти сантиметровом слое торфа. Ca и Br характеризуются более высокими концентрациями в нижнем слое от 860 до 1090 см. Fe имеет две тенденции накопления в верхнем (до 100 см) и нижнем интервалах. Отчетливо видно увеличение содержания Sb с глубины 100 см.

Хотя техногенное воздействие на территории Большого Васюганского болота незначительно ввиду отсутствия промышленных центров в данном районе, по полученным данным видно, что в верхнем слое, который может служить индикатором антропогенной деятельности за последнее столетие, содержание химических элементов повышается.

В работе Бернатониса В.К., Архипова В.С. и др. (Расказов, 2001) при исследовании геохимических особенностей Большого Васюганского болота также отмечено обогащение верхних горизонтов (до 0,5 м) микроэлементами Na, Ca, Ba, Fe, Co, Cr, Au, Hg, Sb, Se, Br, La, Ce, Sm, Eu, Hf, Th.

Химический состав торфа может формироваться за счет природных и антропогенных факторов. Химический состав атмосферных осадков определяют: ветровой вынос в атмосферу пыли, поступление в воздух солей с поверхности морей и океанов, вулканическая деятельность, техногенное загрязнение. Высокая насыщенность современных атмосферных осадков многими химическими элементами – следствие загрязнения атмосферы деятельностью человека. В период, предшествовавший техногенному загрязнению, болота в течение длительного периода своего существования получали из атмосферы «фоновые» количества элементов, определявшиеся естественным ходом развития природы (Бахнов, 1986).

Пики, отмеченные для большинства элементов на глубине около 90 см коррелируются с зольностью, и могут быть объяснены наличием лесных пожаров или извержений вулканов.

Источником химических элементов для нижних слоев торфа служит почва, предшествовавшая торфонакоплению, движение элементов в процессе торфонакопления происходит биогенным путем (Бахнов, 1986). Этим объясняются повышенные содержания некоторых элементов в нижней части разреза.

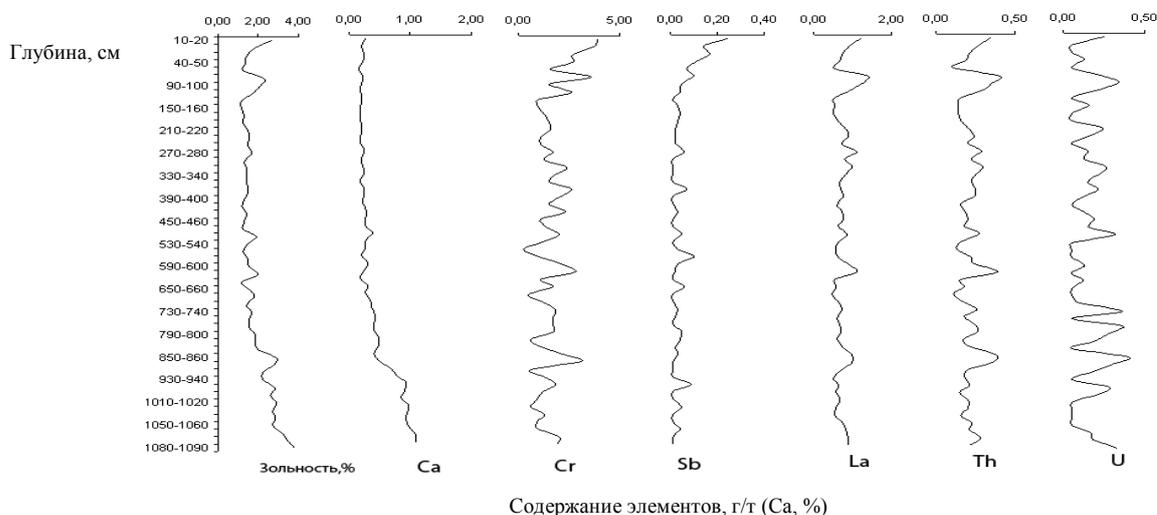


Рис. 2. Вертикальное распределение некоторых элементов в разрезе верхового торфа водосбора реки Малая Ича

Вертикальное распределение элементов зависит от разных факторов:

- поступления элементов с атмосферными осадками;
- видового состава растительности, способной поглощать разные элементы в разных количествах;
- вертикальной миграции элементов.

Виноградов А.П. впервые отметил избирательное поглощение и концентрирование элементов растениями. Следовательно, необходимо учитывать этот факт. Исходя из данных исследований Лапшиной и Мульдьярова (Лапшина и др., 2002), изучавших торфа на данном участке, до глубины 4 м 80 – 90% растительности представлено сфагновым мхом – сфагнумом бурым.

Благоприятными для аккумуляции аэрозоля являются многие особенности жизненной формы сфагновых мхов. Эти растения отличаются анатомо-морфологическим строением, при котором значительную часть тела мха образуют пустотелые водоудерживающие клетки и оформляется очень большая (по отношению к размерам отдельного растения) адсорбционная поверхность. В дернине сфагновых мхов верхний слой образован живыми частями растений, а нижний (торф) составлен отмершими растениями. Корневая система у мхов отсутствует, а у сфагновых мхов отсутствуют даже

специализированные волоски (ризиды), способные поглощать воду. Благодаря этим особенностям строения и роста сфагновая дернина в развитых торфяниках оторвана от минерального грунта и в большинстве случаев находится вне влияния почвенных или грунтовых вод. Оседающие из воздуха частицы фиксируются в поверхностном слое гравитационной влаги, и остаются в этом слое после перехода его в торф (Бахнов, 1986). Поэтому сфагновый мох представляет собой природный фильтр, способный концентрировать в себе минеральную составляющую атмосферных осадков.

Некоторые химические элементы, находящиеся в торфяной залежи, способны мигрировать. Этим может быть объяснено их беспорядочное распределение. Миграция элементов может происходить за счет воды и растений. В. К. Бахнов отмечал, что препятствием для гидрогенной миграции элементов является биологический круговорот и растительный покров, способный к их концентрированию. Кроме того, благодаря проведенным исследованиям (Бахнов, 1986), было отмечено отсутствие заметного вертикального и горизонтального перемещения внутризалежных вод. Сложнее выявить биогенную миграцию элементов. Многие химические элементы, особенно металлы, способны образовывать с органическим веществом соединения, которые в зависимости от условий окружающей среды могут мигрировать или находиться в неподвижном состоянии. Поэтому, необходимо знать, как именно ведет себя каждый конкретный элемент, попадая в болотную экосистему.

Таким образом, можно предположить техногенную природу элементов, увеличение концентраций которых наблюдается в верхней части разреза. В основном это редкие, радиоактивные, техногенные элементы. Определение возраста торфа, необходимого для выявления источников поступления элементов, должно выполняться для каждого конкретного разреза, но, принимая во внимание данные исследований Большого Васюганского болота (Бобров и др., 2003; Лапшина и др., 2002), можно предположить, что приблизительный возраст слоев торфа до глубины 60 см отвечает последнему столетию.

Литература

1. Бахнов В.К. Биогеохимические аспекты болотообразовательного процесса. – Новосибирск: «Наука», 1986. – 193 с.
2. Беляева А.М. Об использовании торфяников для ретроспективных наблюдений за изменением геохимического состава окружающей среды // Проблемы геологии и освоения недр: Материалы восьмого научного симпозиума студентов, аспирантов и молодых ученых имени академика М.А. Усова. – Томск, 2004. – С. 702 – 704.
3. Бобров В.А., Сухоруков Ф.В., Будашкина В.В., Кабанов М.В., Мельгунов М. с., Гавшин В.М., Прейс Ю.И. Палеоисследования Большого Васюганского болота по микроэлементному составу сфагнового торфяника на северо-восточном участке // Геохимия. – М., 2003.
4. Гавшин В.М., Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Бобров В.А. Свидетельства фракционирования химических элементов в атмосфере Западной Сибири по данным исследования верхового торфяника // Геохимия. – М., 2003. – № 12. – С. 1337 – 1344.
5. Бернатонис В.К., Архипов В.С., Здвизжков М.А., Прейс Ю.И., Тихомирова Н.О. Геохимия растений и торфов Большого Васюганского болота // Большое Васюганское болото. Современное состояние и процессы развития / Под общей редакцией М.В. Кабанова. – Томск, 2002. – С. 204 – 215.
6. Лапшина Е.Д., Мульдьяров Е.Я. Основные этапы развития Большого Васюганского болота // Большое Васюганское болото. Современное состояние и процессы развития / Под общей редакцией М.В. Кабанова. – Томск, 2002. – С. 36 – 44.
7. Рассказов Н.М., Бернатонис В.К., Архипов В.С., Тихомирова Н.О. Геохимические особенности Большого Васюганского болота // Региональная геология. Геология месторождений полезных ископаемых: Матер. Междунар. научно-техн. конф. «Горно-геологическое образование в Сибири. 100 лет на службе науке и производству». – Томск: ТПУ, 2001. – С. 312 – 315.
8. Holinska B., Ostachowicz B., Ostachowicz J., Samek L., Wachniew P., Obidowicz A., Wobrauschek P., Strelci C., Halmetschlager G. Characterisation of ²¹⁰Pb dated peat core by various X-ray fluorescence techniques // The Science of the Total Environment, 218. – 1998, P. 239 – 248.
9. Kempter H., Frenzel B.. The impact of early mining and smelting of the local tropospheric aerosol detected in ombrotrophic peat bogs in the Harz, Germany // Water, Air, and Soil Pollution 121: 93 – 108, 2000.
10. West S., Charman D.J., Grattan J.P., Cheburkin A.K. Heavy metals in Holocene peats from South West England: detecting mining impacts and atmospheric pollution // Water, Air, and Soil Pollution 100: 343 – 353

УРОВНИ НАКОПЛЕНИЯ И ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННОМ РАЗРЕЗЕ ЮГА ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ

В.Ю. Берчук¹

Научные руководители: профессор Л.П. Рихванов¹,
профессор Франсуа Готье-Ляфей²

¹Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

²Университет Луи Пастера, г. Страсбург, Франция

Рассмотрение вопроса об уровнях концентрации радионуклидов в почвенном разрезе является весьма актуальной задачей, из-за характерных свойств почвы (депонирующая среда) и возможности поступления элементов по трофическим цепям в организмы животных и людей.

Для рассмотрения данного вопроса сотрудниками Томского политехнического университета совместно с научными коллегами из Франции (Университет Луи Пастера) были отобраны пробы почв в 30 километровой зоне Сибирского Химического комбината (СХК), находящегося в 12 км от административного центра Томской области – г. Томска.

СХК является одной из частей Атомной индустрии Российской Федерации, и в свое время осуществлял ширококомасштабное производство урана и плутония. Данный объект функционирует более пятидесяти лет, и до недавнего прошлого вся его деятельность проходила в полном режиме секретности, в связи с этим полученная информация представляет научный интерес и важна для населения проживающего в близлежащей зоне СХК.

В процессе проведения полевых работ были отобраны пробы почвенных разрезов. Пробы отбирались методом шурфа, интервалами от 3 до 20 см, в зависимости от состава почвы, на глубину до 0,5 м. Вес проб варьировал от 300 г до 1 кг. Кроме того, отдельно были отобраны травяная и перегнивающая подстилка. Точки отбора проб выбирались с учетом розы ветров. Все образцы были упакованы в пакеты и доставлены в геохимическую лабораторию университета Луи Пастера (Франция) для комплексного исследования.

В работе приводятся данные, полученные в результате проведенных исследований в г. Цюрихе с использованием чувствительного Ge альфа и гамма детектора. Результаты исследований одного из почвенных разрезов представлены в таблице 1 и рисунках. Вопрос об уровне накопления и распределения радионуклидов в почвенном разрезе является весьма сложным, так как зависит от физико-химических характеристик радионуклидов и ландшафто-геохимических особенностей внешней среды (World..., 1980; Бахур и др., 2004; Уткин и др., 2004).

Несмотря на многофакторность, в почвенном разрезе можно выделить основные закономерности распределения элементов. Так, например, распределение Sr^{90} и Cs^{137} представленное на рисунке 1, соответствует классическому распределению этих элементов в почве: происходит уменьшение концентрации с увеличением глубины. Максимальные концентрации, приходится на первые 5 – 10 см. Уровень содержания Cs является высоким для данного района, в особенности, если сравнивать с контрольным участком (пос. Калтай, Томского района), находящимся в 30 км южнее г. Томска, где удельная активность Cs^{137} составила 8,8 – 14,8 Бк/кг, при средней – $10,8 \pm 0,9$ Бк/кг (Рихванов, 1997). Уровень содержания Sr^{90} сравним с полученными ранее данными (114,9 Бк/кг) (Рихванов, 1997) и почвами Урала в районе Белоярской АЭС (86-152 Бк/кг) (Рихванов, 1997; Уткин и др., 2004).

Таблица 1

Содержание элементов в почвенном разрезе

Номер образца	Интер-л, см	^{238}U [Бк/кг]	^{232}Th [Бк/кг]	^{90}Sr [Бк/кг]	^{137}Cs [Бк/кг]	^{238}Pu [Бк/кг]	$^{239+240}Pu$ [Бк/кг]	^{241}Am [Бк/кг]	$\frac{^{238}Pu}{^{239+240}Pu}$
S2 почва	0 - 3	27 ± 2	27 ± 2	127 ± 7	375 ± 11	$0,15 \pm 0,03$	$11,9 \pm 0,3$	$4,9 \pm 0,8$	0,011
S3 почва	3 - 6	27 ± 2	32 ± 2	129 ± 7	331 ± 10	$0,18 \pm 0,03$	$11,7 \pm 0,3$	$2,5 \pm 0,7$	0,015
S4 почва	6 -11	23 ± 2	28 ± 2	86 ± 6	155 ± 6	$0,09 \pm 0,02$	$7,2 \pm 0,2$	$2,0 \pm 0,6$	0,013
S5 почва	11 - 18	22 ± 2	28 ± 2	44 ± 4	39 ± 3	$0,02 \pm 0,01$	$1,8 \pm 0,1$	< 0,5	0,011
S6 почва	18 - 25	29 ± 2	37 ± 3	27 ± 3	11 ± 2	$0,01 \pm 0,01$	$0,49 \pm 0,05$	< 0,5	0,02
S7 почва	25 - 32	23 ± 2	33 ± 2	16 ± 2	4 ± 2	$0,02 \pm 0,01$	$0,18 \pm 0,03$	< 0,5	0,11
S8 почва	32 - 40	28 ± 2	36 ± 3	13 ± 2	3 ± 2	$0,03 \pm 0,01$	$0,14 \pm 0,03$	< 0,5	0,18

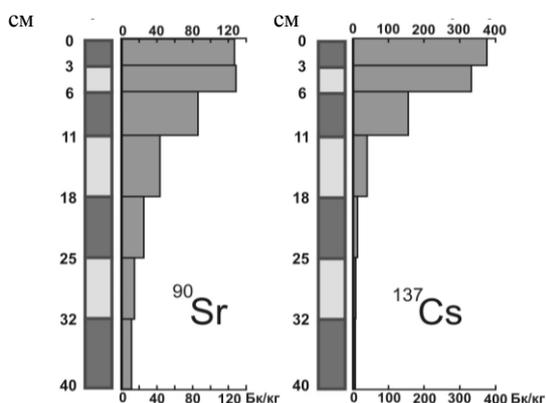
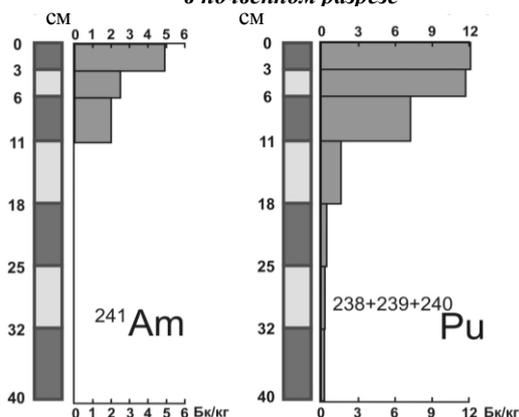


Рис. 1 Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенном разрезе



Наряду с осколочными продуктами деления, в процессе работы атомного реактора происходит наработка различных искусственных трансурановых элементов. Среди многообразия трансурановых элементов – плутоний, является одним из наиболее опасных радионуклидов, поступающих в окружающую природную среду (Уткин и др., 2004). В почвенном разрезе концентрация плутония ($^{238}Pu + ^{239+240}Pu$) уменьшается с увеличением глубины (рис. 2). Максимальные концентрации приходятся на первые 5 – 10 см, что также подтверждают литературные данные о характере его распределения в почвенном разрезе (Уткин и др., 2004). Уровни накопления плутония целесообразно сопоставлять с опубликованными данными красноярских исследователей, которые анализировали пробы Томской области, из которых четыре пробы находились в зоне влияния СХК, и получили следующие результаты: максимум – 7,2; минимум – 0,93; среднее $3,08 \pm 1,41$ Бк/кг (Атурова и др., 2004). Среднее содержание в полученном нами по всему профилю составило – 4,85, при максимум достигавшем – 12,1 в верхнем горизонте, и минимуме – 0,166 Бк/кг. В то время как, за уровень действия или изучения, при котором требуется изучение и принятия решений, красноярские исследователи принимают концентрацию плутония более 1 Бк/кг (Атурова и др., 2004). Обращает на себя внимание и факт наличия плутония на глубине 40 см, что может свидетельствовать о достаточно высокой проницаемости для радионуклидов данного типа почв, а также о существенных, по-видимому, неоднократных поступлениях плутония в окружающую среду в период активной работы СХК, что ранее отмечалось и другими (Глушко и др., 1993).

Еще одним неоспоримым фактом, указывающим на выбросы СХК, является наличие ^{241}Am . Так как этот трансурановый элемент образуется в результате β распада ^{241}Pu имеющего период полураспада $T_{1/2} = 14$ лет. Распределение данного элемента показано на рисунке 2.

Рис. 2. Распределение $^{238+239+240}\text{Pu}$ ^{241}Am в почвенном разрезе

Используя одни лишь данные концентраций элементов трудно идентифицировать источники, из-за: эффектов растворения и перемешивания загрязненных отложений с незагрязненными, различных литологических факторов, типа минерального состава и размера зерен, а также невозможности дифференцировать вклад от глобальных осадков и других источников. Многие авторы для этой цели используют различные изотопные отношения, которые, оказываются, намного более информативны при идентификации загрязнений (Kenna, 2002; Kirk, 2000). Рассмотрим $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ отношение, – которое является потенциально полезными индикаторами в определении источников загрязнения. Распределение данных изотопных отношений представлено на рисунке 3.

Из литературных данных известно, что изотопные отношения $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ для 60-70 N широты, включающие данные от сгоревшего спутника SNAP-9A и испытаний атомного оружия равны 0,040 (+0,005) по Hardy и др. (1973), что также характерно для полученного нами разреза в интервале 25 – 32 см. В верхних горизонтах данное соотношение находится на уровне 0,006 – 0,016, что указывает на влияние СХК, сопоставимое с влиянием предприятия «Маяк» на близлежащие территории, где отношение в иле загрязненной реки Теша – 0,012 (Трапезников и др., 1993) и 0,007 в

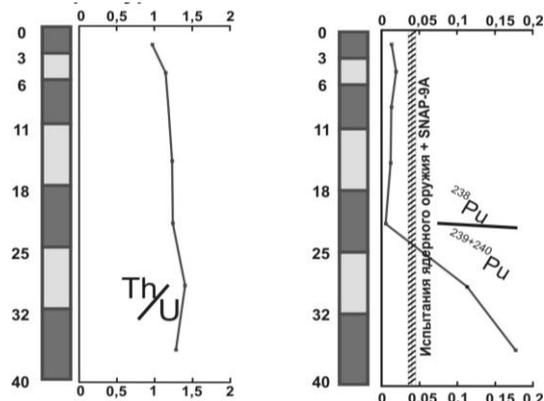


Рис. 3. Торий – урановые и $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ отношения

донных отложениях (Sayles, 1997). Как видно из рисунка 3, изотопные отношения отклоняются как в одну, так и в другую сторону в сравнении с величиной глобальных выпадений. Варьирование данного показателя может указывать: на выбросы в результате аварий, изменения направлений работы и мощностей СХК, влияния полигонов испытания ядерного оружия. Для более точного выяснения такого рода источников требуются дополнительные изучения.

Еще одним индикатором, указывающим на то, что данные почвы подвергнуты воздействию атомной индустрии, являются пониженные торий-урановые отношения (менее 3), характерные для районов с наличием предприятий ядерно-топливного цикла (Рихванов, 1997). На рисунке 3 показаны торий урановые отношения для полученного профиля, которое не превышает значения 1,5, что характеризует достаточно сильное влияние со стороны СХК.

Таким образом, данные исследования позволили: выявить уровень накопления радиоактивных элементов, сопоставить с имеющимися фоновыми содержаниями,

рассмотреть характер распределения радионуклидов в почвенном разрезе. А также, используя изотопные отношения выявить возможные источники загрязнения.

Литература

1. Агурова В.П., Коваленко В. В. Плутоний в почвах Сибири//Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы второй международной конференции. – Томск, 2004. – С. 59 – 62.
2. Бахур А.Е., Зуев Д.М., и др. Комплексные радиоизотопные исследования в зоне долговременного радиоактивного загрязнения Брянской области // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы второй международной конференции. – Томск, 2004. – С. 70 – 74.
3. Глушко Б.А., Горбунов С.В., Горяченкова Т.А. и др. Особенности радиоактивного загрязнения местности при аварии на Сибирском химическом комбинате (г. Томск, апрель 1993) // Проблемы безопасности при чрезвычайных ситуациях: Обзор информ. ВИНТИ. – М., 1993. – вып.2. – С.64 – 70.
4. Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск: Изд-во ТПУ, 1997. – 384 с.
5. Уткин В.И., Чебогина М. Я. Особенности радиационной обстановки на Урале. – Екатеринбург, 2004. – 152 с.
6. Kenna T.C., F.L. Sayles. The distribution and history of nuclear weapons related contamination in sediments from the Ob River, Siberia as determined by isotopic ratio of plutonium and neptunium//J. of environmental radioactivity 60 (2002) 105 – 137.
7. Kirk Cochran J., S. Bradley Moran... Sources and transport of antropogenic radionuclides in the Ob River system, Siberia//Earth and planetary science letters179 (2000) 125 – 137.
8. Sayles F.L., Livingston H.D., Panteleyev G.P. The history and source of particulate ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ deposition in sediments of the Ob River Delta, Siberia//The Science of the Total Environment 202(1997) 25 – 41.
9. Worldwide fallout//Transuranic elements in the environment /WC Hanocn edition, 1980. – P. 5 – 82.

ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ЛАНДШАФТОВ БАРГУЗИНСКОЙ РИФТОВОЙ ВПАДИНЫ

С.Ц. Биликтуева

Научный руководитель профессор Т.Т. Тайсаев
Бурятский государственный университет, г. Улан-Удэ, Россия

Баргузинская впадина расположена в Байкальской рифтовой системе. В формировании рельефа и геосистем впадины главную роль играют дифференцированные неотектонические движения. Активизированные зоны разломов вдоль северо-западного борта Баргузинского хребта контролируют выходы термальных вод. На днище впадины тектонические блоки активного новейшего погружения заняты озерно-болотной низиной, слабоумеренного-озерно-

аллювиальной равниной и умеренно-песчаными массивами (Куйтунами) и предгорной наклонной равниной. Ведущие экзогенные процессы в котловине – флювиальные и эоловые. Баргузинская котловина отличается засушливым, резкоконтинентальным климатом. Годовая сумма осадков около 200–250 мм. Активные ветры северо-западных, западных и восточных румбов. При усилении скорости ветра весной активизируется ветровая эрозия, возникают пыльные бури.

В Баргузинском котловинном физико-географическом округе выделяются (Дамбиев, 2000): равнинные степные с солеными озерами; равнинные сухостепные; бугристые боровые и лесостепные; пойменный озерно-болотно-луговые ландшафты. Наименьшей продуктивностью отличаются сухостепные и степные урочища, где за вегетационный период выпадает 120 – 180 мм осадков. Лесостепные и луговые урочища обладают большой продуктивностью.

В истории освоения Баргузинской котловины различными этносами, которые занимались кочевым животноводством, охотой и рыболовством с традиционной системой сезонного использования пастбищ и охотничьих угодий большую роль сыграли горные лесостепи, сопряженные на днище котловины со степными, лугово-степными урочищами с солеными озерами и солончаками. Это наиболее продуктивные геосистемы с оптимальными экологическими условиями. Богаты рыбой были озерно-речные системы долины р. Баргузин, по которой из Байкала летом и осенью поднимались на нерест хариус, сиг, осетр и омуль. Это было время «рыбного изобилия» для коренного населения. В этих системах удачно прошла акклиматизация новых рыб: сазана, леща, амурского сома и пушного зверя – ондатра, достигших промыслового уровня.

В Баргузинской котловине выделяется биогеохимический очаг с недостатком фтора и йода (Ломоносов, Покатиллов, 1986). В водах горных рек содержание фтора колеблется от 0,05 до 0,20 мг/л. Дефицит фтора в воде вызывает кариес зубов, йода – зоб щитовидной железы местного населения. В районе уровень этих заболеваний высокий. Отмечаются и повышенные концентрации фтора 1,6 – 2 мг/л и йода 14,6 мг/л в подземных водах и Харамодунских, Алгинских и Сувинских соленых озерах. Указанные эндемические заболевания населения – важная геоэкологическая проблема, требующая проведения медико-биологических исследований.

На территории впадины сложилась экологически кризисная ситуация, связанная с экстенсивным развитием сельского и лесного хозяйства, в котором занята основная часть населения. Освоение целинных и залежных земель в 50-х годах XX столетия способствовало широкому развитию эрозии песчаных почв. К 1975 году посевные площади увеличились в 2,7 раза по сравнению с началом 50-х годов. По данным «Генеральной схемы противоэрозионных мероприятий БурАССР» в 1993 году площади эрозии пашен в Баргузинском и Курумканском районах составили соответственно 75,5 и 95,5%. Ветровой эрозии подвержены и пастбищные угодия. В некоторых урочищах они полностью деградированы. Активизация процессов опустынивания пастбищ тесно связана с ростом поголовья овец. Наибольшую антропогенную нагрузку претерпели геосистемы степных песчаных Куйтунов – Верхнего и Нижнего, полностью распаханные в 1950 – 1970 гг.

Куйтуны представляют собой громадный ветроударный склон длиной 20 – 25 км с увалами, расположенными волнообразно поперек основного направления эрозионноопасных ветров (юго-западного и западного направления).

Скорость ветра возрастает от верховьев р. Баргузин до устья впадения. По данным В. Б. Выркина (1986) средняя скорость аккумуляции песка составляет 10 – 30 см/год, а средняя скорость поступательного движения фронтальных частей дюн и барханов – 0,6 – 11,85 м/год.

Также значительную роль в формировании эолового рельефа в этом районе играют пыльные бури, возникающие при ветрах со скоростью более 10 – 15 м/сек. Во время пыльных бурь в весенний период с одного гектара пашни уносится в среднем 59 тонн почвы, что соответствует слою в 5 мм.

Концентрация очагов подвижного песка наиболее характерна вблизи ядер концентрации общественного животноводства (фермы, кошары и т.п.) и возле населенных пунктов.

Для почв легкого механического состава, широко распространенных в долине, также характерна селективная эрозия. Более легкие частицы выдуваются, а крупные песчаные частицы остаются на месте или перекатываются на незначительное расстояние.

По данным Министерства сельского хозяйства (на 01.11.96 г.) в Баргузинской долине насчитывается 11068 га лишенных растительности развиваемых песков (4837 га – в Баргузинском и 6231 га – в Курумканском районах).

Активизации дефляции на Верхнем Куйтуне способствуют интенсивная эксплуатация дорог «Колеи этих дорог превратились в глубокие» (до 1 – 1,5 м) дефляционные коридоры с отвесными или очень крутыми стенками. Образование таких форм связано с уничтожением почвенно-растительного покрова транспортом, с перегонкой здесь больших стад домашних животных и с последующим выдуванием песка и пыли с этих дорог, ориентированных с юго-запада на северо-восток. В результате дефляции дороги становятся непроезжими, водители направляют автомашину и трактора на соединение участка целины, и через некоторое время (несколько лет) там также образуются подобные эоловые коридоры. На отдельных участках Нижнего Куйтуна насчитывается до 10 – 15 коридоров, образующих своеобразный полосчатый грядово-ложбинный микрорельеф (Выркин, 1986).

Лугово-степные пастбища в долине р. Аргаты между Нижним и Верхним Куйтуном подверглись сильному перепаду овец. Поголовье их увеличилось с 55,6 тыс. в 1950 г. до 205,5 тыс. голов в 1975 г.

За последние 40 лет в Баргузинской впадине проведены масштабные лесоразработки в горной и предгорной тайге, боровых лесах Верхнего Куйтуна. На территориях промышленных разработок усилилась водная эрозия. На склонах при сильных ливнях и продолжительных дождях на вырубках усилен плоскостной смыв и размыв на значительных площадях, линейный прирост эрозионных форм. При вырубках лесов на песках и лессовидных суглинках линейный размыв сочетается с активизацией эоловых процессов. В долине р. Улан-Бургасы наблюдаются процессы опустынивания. Под влиянием антропогенной деятельности в долине р. Баргузина возникла зона экологического бедствия. В результате водной и ветровой эрозии сельскохозяйственные и лесные земли стали бросовыми. Здесь необходимо проведение широкомасштабных агролесомелиоративных работ с целью восстановления плодородия почв. Необходимо прекратить использование сильно эродированных земель, усовершенствовать структуру посевных площадей и структуру животноводства.

К наиболее опасным природным явлениям, с которыми связаны ЧС в долине Баргузина, относятся наводнения. Они вызываются паводочным режимом – мощным подъемом уровня воды, вызывающим катастрофические наводнения в период летних ливневых дождей (июль-начало августа). Высокие уровни вод на р. Баргузин проявляются через 5, 8, 10, 20, 30 и 40 лет. Затопление порой длится 1 – 2 месяца. Катастрофическое наводнение возникло в июле 1991 г. на р.

Баргузин. Уровень воды на реке (п. Баргузин) по сравнению с межнным уровнем достиг 7 – 6 м. Долина р. Баргузин от подножия Баргузинского хребта до Икатского было занято паводковыми водами и представляло большое озеро глубиной 1,5 – 2,5 м. Были разрушены инженерные коммуникации, дамбы, мелкие водохранилища, автомобильные насыпи, затоплены сельскохозяйственные земли. Ущерб народному хозяйству составил более 400 млн. руб. (цены 1991).

Обострение современной геоэкологической ситуации, усиление процессов опустынивания связано с экстенсивным развитием сельского хозяйства, масштабными лесоразработками, катастрофическими наводнениями и очагами эндемичных заболеваний.

Литература

1. Баргузинская котловина (в прошлом, настоящем и будущем). – Улан-Удэ: БНЦ СО РАН, 1993. – 156 с.
2. Выркин В.Б. Антропогенный фактор в развитии экзогенных рельефообразующих процессов Баргузинской котловины и ее горного обрамления // Географические проблемы формирования ТПК Восточной Сибири: Тезисы докладов научно-технической конференции. – Иркутск, 1982. – С.47 – 48.
3. Дамбиев Э.Ц. Степные ландшафты Бурятии. – Улан-Удэ: Изд-во БГУ, 2000. – 85 с.
4. Дамбиев Э.Ц., Тулохонов А. К. Антропогенное опустынивание в Бурятии // География и природные ресурсы. – Улан-Удэ, 1993. вып. 3. – 56 с.
5. Ломоносов И.С., Покатилов В.Г. Биохимическая оценка природных вод Прибайкалья. – Новосибирск: Наука, 1986. – С. 13 – 18.

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ И СПОСОБЫ СНИЖЕНИЯ ТЕХНОГЕННОГО ВЛИЯНИЯ ОТХОДОВ ГОРНО-ПЕРЕРАБАТЫВАЮЩЕЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ

А.А. Богуш

**Научный руководитель заведующая лабораторией С.Б. Бортникова
Институт геологии объединенного института геологии, геофизики и минералогии Сибирского
отделения Российской академии наук, г. Новосибирск, Россия**

В последние десятилетия проблема загрязнения природных систем токсичными компонентами техногенного происхождения приобретает все большую актуальность в силу нарастающего влияния источников тяжелых металлов на окружающую среду и, как следствие, – на трофические цепи и организм людей. В Западной Сибири за последние 70 лет в результате деятельности добывающей и перерабатывающей промышленности скопилось огромное количество промышленных отходов. Наиболее опасными из них являются отходы обогащения сульфидсодержащих руд, так как они имеют большие концентрации таких потенциально токсичных элементов как Cd, Cu, Pb, Zn. Разработка методов улучшения экологической ситуации до последнего времени проводилась в основном путем совершенствования технологий производства (создание безотходных технологий, переработка отходов, совершенствование систем очистки сбросов и выбросов и т.д.), что, несомненно, является важным и перспективным направлением. Наряду с этим в последние десятилетия для защиты окружающей среды от загрязнения наметилась тенденция использования геохимических методов (Алексеев, 2003). Большую роль в этом сыграло исследование процессов техногенной миграции элементов и введение А.И. Перельманом (1979) понятий геохимический барьер. Это участок, где происходит резкое уменьшение интенсивности миграции и, как следствие, концентрация элементов. Установлено, что в период перехода биосферы в ноосферу существенно возрастает количество геохимических барьеров (Алексеев, 2000). Сущность методов защиты окружающей среды от загрязнения с помощью геохимических барьеров заключается в переводе загрязняющих компонентов в малоподвижные формы. В качестве геохимических барьеров можно использовать природные и модифицированные материалы.

Цель работы заключается в построении экогеохимической модели миграции металлов (Zn, Cd, Pb, Cu, Ba, Fe) в горнодобывающих регионах с прогнозной оценкой их распространения в поверхностные воды и организм человека.

Поверхностные воды речной системы (р. М. Талмовая → р. Талмовая → р. М. Бачат → р. Иня → р. Обь) подвергаются интенсивному влиянию отходов горнодобывающей промышленности Кемеровской области, а в частности Салаирского ГОКа и Беловского цинкового завода. Материал, положенный в основу данной работы, был отобран в течение полевых сезонов 2000 – 2003 гг. Схема опробования была составлена таким образом, чтобы фактический материал характеризовал речную систему от фоновой точки до участков с максимальным влиянием хвостохранилища и затем ниже по течению, чтобы проследить распространение вредных веществ. Проведен большой комплекс полевых, минералогических, экспериментальных и физико-химических исследований.

Проведена экогеохимическая оценка состояния территории, испытывающей влияние хвостохранилищ Салаирского ГОКа и Беловского цинкового завода. Хранение сульфидсодержащих отходов в русле реки Малая Талмовая за 70 лет привело к интенсивному преобразованию вещества, в результате чего 30-50% Zn, Cd и Cu перешло в легкоподвижные формы. Техногенные воды являются высокоминерализованными сульфатными растворами. Основные химические формы металлов в поровых водах – это сульфатные комплексы и аква-ионы ($\text{Me}(\text{SO}_4)_2^0$, $\text{Me}(\text{SO}_4)_2^{2-}$, Me^{2+}), а в поверхностной воде реки большее значение приобретают карбонатные, гидрокарбонатные и гидроксидные комплексы металлов (MeCO_3^0 , $\text{Me}(\text{CO}_3)_2^{2-}$, MeHCO_3^+ , $\text{Me}(\text{OH})_2^0$, MeOH^+). В отличие от поровых вод, из которых формируются сульфатные твердые фазы (англезит, ярозит, гипс, ангидрит), в поверхностных водах могут образовываться карбонатные и гидроксидные соединения (смитсонит, отавит, кальцит, ферригидрит) оседающие в виде взвеси. Исследованы формы нахождения элементов (водорастворимые, обменные, карбонатные, связанные с гидроксидами железа, остаточные) в теле хвостохранилища Салаирского горно-обогатительного комбината и формы нахождения элементов (водорастворимые, обменные, карбонатные, связанные с гидроксидами железа, связанные с органическим веществом, остаточные) в техногенных донных осадках р. М. Талмовая, а также показаны закономерности их концентрирования по вертикали. Металлы в условиях, которые характерны для данной реки, прочно связываются веществом донного осадка и

практически не вызывают вторичных загрязнений речной воды (доли водорастворимых форм меньше 1%), но могут быть опасными для обитателей дна. При подкислении среды значительно повышается мобильность Cu, Zn, Pb и особенно Cd. Аномалии металлов в донном осадке протягиваются на расстояния десятков километров от очага загрязнения с формированием наиболее контрастных ореолов Pb, Ba и Cu в нижнем течении реки в отличие от поверхностных вод, в которых концентрации металлов закономерно снижаются. В зонах влияния заводов как водные, так и наземные растения сильно загрязнены Zn, Cd, Pb и Cu. Рогоз хорошо аккумулирует Zn и Cd, а наземные виды растений в большей степени Cd и Pb. Свинец является инертным элементом в отвалах и поверхностных водах, но при этом хорошо аккумулируется наземными растениями. Во-первых, корневая система растений формируется в приповерхностных горизонтах отвалов, обогащенных свинцом, как было показано в результатах предыдущего отчета. Во-вторых, на надземных частях растений оседают частицы отходов, переносимые эоловым путем и через устьяца листьев происходит поглощение элементов, в том числе свинца. Влияние отходов на растительный покров постепенно снижается вниз по течению рек. Попадание токсичных элементов в организм человека от складированных отходов проходит по двум миграционным путям: 1) отходы – поровые воды – поверхностные воды – питьевые воды; 2) отходы – (поровые воды, эоловый снос) – наземная и околородная растительность – крупный рогатый скот – молочные продукты. По первому пути наиболее опасны для человека Ba, Zn, Cd, а по второму – Zn, Cd, Pb. Инертный в отходах и поверхностных водах Pb становится подвижным при попадании в биоту, и его опасность для животных и человека резко возрастает.

В лабораторных условиях были проведены серии экспериментов по исследованию способов снижения техногенного влияния некоторых потенциально токсичных компонентов на окружающую среду. Для проведения эксперимента были взяты следующие материалы: 1) торфо-гуминовый препарат ЕАП (разработчик – Институт проблем химико-энергетических технологий (ИПХЭТ) СО РАН, г. Бийск); 2) глина 1 Таганского месторождения (Казахстан); 3) глина 2 Камалинского месторождения (Красноярский край); 4) мраморизованный известняк из восточной части Салаирского рудного поля, с примесью доломита. Из результатов данного эксперимента можно предложить довольно простые способы снижения техногенного влияния отходов на окружающую среду. Известняк и торфо-гуминовый препарат можно использовать по отдельности и совместно для нейтрализации кислых и слабокислых поровых вод отвалов и дренажных потоков, а именно: раствором препарата ЕАП можно полить, а измельченным известняком «посыпать» поверхность отвалов, склоны берегов Талмовских песков, дренажные ручьи Салагаевского лога и Беловских клинкеров; из известняка и торфо-гуминового препарата приготовить «фильтры-подушки», которые следует установить на выходе дренажных потоков, чтобы снизить доли форм потенциально токсичных компонентов в растворе. Смесь глинистого материала с измельченным известняком и торфо-гуминовым препаратом рекомендуется использовать при создании комплексного геохимического барьера для снижения техногенной нагрузки. Такой барьер будет нейтрализовать растворы за счет кальцита, доломита и препарата ЕАП, задерживать проникновение кислорода, воды и дренажных потоков за счет плотного глинистого материала, а также интенсивно снижать концентрации тяжелых металлов (за счет процессов гидролиза некоторых соединений, соосаждения, коагуляции и сорбции).

Работа проводилась при финансовой поддержке РФФИ: грант № 03-05-64529.

Литература

1. Алексеев В.А. Экологическая геохимия. – М: Логос, 2000. – 320 с.
2. Алексеев В.А., Алексеев Л.П. Геохимические барьеры. – Москва: Издательство Логос, 2003. – 144 с.
3. Перельман А.И. Геохимия. – Москва: Наука, 1979. – 380 с.

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ МЕТОДОВ ИЗМЕРЕНИЯ ПЛОТНОСТИ ПОТОКА РАДОНА С ЗЕМНОЙ ПОВЕРХНОСТИ

О.С. Большаков, В.П. Борисов

Научный руководитель доцент В.С. Яковлева
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

Информация о величине плотности потока радона (ППР) с поверхности является полезной при решении прикладных задач в различных областях науки. Например, величина ППР используется в радиоэкологии и геоэкологии, при оценках потенциальной радоноопасности территорий. Немаловажное значение величина ППР имеет при поиске урансодержащих руд, месторождений нефти и газа. Предпринимаются попытки использования величины ППР в качестве предвестника землетрясений, наряду с уже используемой величиной объемной активности (ОА) радона в почвенном воздухе.

Широкое использование величины ППР требует надежных методов ее измерения, отличающихся простотой и дешевизной и высокой достоверностью полученных данных. Однако, в ряде работ представлены неудовлетворительные результаты сравнительного анализа двух, широко используемых в Российской Федерации методов: угольных адсорберов и накопительной камеры (Проблемы..., 2001). В сравнительных экспериментах, проведенных в Чехии в 1997 г., также отмечался значительный разброс результатов измерений плотности потока радона, полученных разными методами, в то время как при измерениях объемной активности радона сходимость результатов оказывалась удовлетворительной.

Недавно, в работе (Яковлева, Рыжакова, 2002) был предложен оригинальный метод определения ППР с поверхности земли по измеренной на двух, различающихся в 2 раза глубинах, ОА почвенного радона. Этот метод был подтвержден патентом РФ и имеет много преимуществ перед своими аналогами.

Сравнительный анализ трех упомянутых методов представляет особый практический интерес для различных научных направлений и является основной целью настоящей работы.

Для проведения экспериментов выбрали 2 участка (№ 1 и 2) в г. Барнаул и 1 участок (№ 3) в «Лагерном саду» г. Томска, различающихся по типу поверхностного грунта. Поверхностный слой почвы участка №1 толщиной около 1 метра представлен черноземом, ниже – суглинок. Поверхностный слой участка №2 представлен слоем мелкодисперсного песка достаточно большой мощности (не менее 3 метров). Участок №3 сложен суглинками.

Измерение ППР осуществляли следующими методами:

- 1) «мгновенный» метод сорбции радона на активированном угле с последующей гамма-спектрометрией;
- 2) «мгновенный» метод накопительной камеры с последующим измерением активности радона на радон-мониторе Alpha-GUARD PQ2000;
- 3) «интегральный» разработанный в ТПУ патентованный метод определения плотности потока радона по измеренной трековыми детекторами объемной активности радона в почвенном воздухе на разных глубинах.

На каждом участке измерение ППР 1-м и 2-м методами проводили непосредственно на поверхности грунта (удалялись только растительность и дерн) в разное время суток (утро, день, вечер) в течение 4-х суток (время экспонирования трековых детекторов), затем рассчитывали среднее значение.

1-й метод

Измерения плотности потока радона методом угольных адсорберов проводились в соответствии с утвержденной методикой «Методика измерения потоков радона с эманулирующих поверхностей» НТЦ «НИТОН» (г. Москва). Площадь сбора радона (площадь накопительной камеры) составляла 32 см², высота рабочего слоя активированного угля – 0,4 см, объем угля – 12,8 см³. Время экспонирования накопительных камер с углем составляло 2 – 4 часа. После накопления продуктов распада радона производилось измерение активности угля на сцинтилляционном гамма-спектрометре с детектором NaI(Tl) 63x63 мм². Плотность потока радона рассчитывалась с использованием прикладного программного обеспечения. Минимально измеряемое значение ППР в этом методе равно 10 мБк/(м²с).

2-й метод

Радон, выходящий из грунта собирали в накопительную камеру объемом 0,35 литра и площадью сбора 0,014 м². Радиометр радона, помпу (воздуходувку) и накопительную камеру соединяли между собой с помощью трубок. Камеру устанавливали на поверхность почвы в момент начала прокачки. Прокачку осуществляли с помощью помпы в течение 5 минут, после чего оба патрубка радиометра радона закрывали и регистрировали 5-6 показаний объемной активности (ОА) радона каждые 10 минут. В г. Барнаул для измерений использовали радиометр радона Alpha-GUARD PQ2000, а в г. Томск – РГА-06П (помечено *) и РРА-01М (**). ППР ($q(z)|_{z=0}$), Бк/(м²с), согласно (Методика ..., 1998)

оценивали по формуле:

$$q(z)|_{z=0} = (A_{cp} - A_{\phi}) \cdot \frac{V_1 + V_2}{T \cdot S}, \quad (1)$$

где A_{cp} - усредненная по 5-ти значениям ОА радона, Бк/м³; A_{ϕ} - фоновое значение ОА радона до начала измерений, Бк/м³; V_1 и V_2 – объемы измерительной камеры радиометра и накопительной камеры вместе с соединительными трубками, соответственно, м³; T – время пробоотбора (прокачки), с; $S=0,014$ м² – площадь сбора накопительной камеры. Минимально измеряемое значение ППР в этом методе оценено нами как 2 мБк/(м²с).

3-й метод

Этот способ определения ППР с поверхности земли (Рыжакова, Яковлева, 2003) основан на диффузионно-конвективной модели переноса радона и заключается в одновременном измерении объемной активности радона в двух точках, расположенных на расстоянии от 0,2 м до 1 м друг от друга. Измерение в одной точке производят на глубине h_1 от 0,2 м до 0,5 м, а в другой – на глубине $h_2=2h_1$, а затем плотность потока радона определяют из выражения:

$$q(z)|_{z=0} = D \cdot \frac{A_1}{2 - \frac{A_2}{A_1}} \cdot \frac{1}{h_1} \cdot \ln \left(\frac{1}{\frac{A_2}{A_1} - 1} \right), \quad (2)$$

где A_1 – ОА радона на глубине h_1 , Бк/м³; A_2 – ОА радона на глубине h_2 , Бк/м³; h_1 – глубина, на которой производят первое измерение, м; D – истинный коэффициент диффузии радона в исследуемом грунте, м²/с.

Измерения ОА радона в почвенном воздухе производили на площадке №3 в «Лагерном саду» г. Томска, на которой пробурили два шпура на расстоянии 0,5 м друг от друга специально изготовленным буром. Первый шпур глубиной 35 см (h_1), второй глубиной 70 см (h_2) и оба диаметром 5,5 см. В каждый шпур вставляли пластмассовые трубки соответствующих размеров для предотвращения обвала шпуров, затем помещали индивидуальный пассивный радиометр радона (ИППР) с нитроцеллюлозным трековым детектором α -частиц (Kodak LR-115). Шпуры герметично закрывали сверху и выдерживали в течение 3-4 суток. Затем ИППР вынимали и определяли объемную активность радона первого (A_1) и второго (A_2) трековых детекторов согласно инструкции по эксплуатации комплекса АИСТ-ТРАЛ (Санкт-Петербург). Для расчетов брали коэффициент диффузии $D = 0,0144$ м²/с.

Результаты измерений ППР с поверхности земли, мБк/(м²с), тремя методами сведены в таблицу 1.

Таблица 1

Результаты измерений ППР с поверхности земли, мБк/(м²с)

№ участка	Дата измерений	Метод измерения (длительность одного измерения или отбора пробы)
-----------	----------------	--

		1-й (2 – 4 часа)	2-й (5 минут)	3-й (3 – 4 суток)
1	30 июля – 2 августа 2004	31 ± 19	62 ± 25	9 ± 3
1	2 – 5 августа 2004	21 ± 13	36 ± 13	9 ± 3
1	8 – 11 августа 2004	7 ± 4	15 ± 5	10 ± 3
2	30 июля – 2 августа 2004	31 ± 19	<4	6 ± 2
2	2 – 5 августа 2004	30 ± 18	4 ± 2	6 ± 2
2	5 – 8 августа 2004	23 ± 14	<4	3 ± 1
3	23 – 27 октября 2004	10 ± 8	20 ± 16** / 120 ± 43*	59 ± 15

Результаты представлены с учетом методической погрешности измерений

Из таблицы видно, что результаты измерений разными методами на одном и том же участке существенно различаются, хотя на участке №1 8 – 11 августа данные измерений ППР находятся в хорошем согласии, т.е. входят в доверительный интервал. С учетом того, что погрешность 1-го метода составляет около 50%, можно сказать, что на участке №1 результаты измерений ППР 1-м и 3-м методами показали удовлетворительную сходимость, в то время, как для участка №2 такой вывод можно сделать для 2-го и 3-го методов. Анализ рассматриваемых методов существенно затрудняется из-за различий в длительности отбора пробы (измерения). Мы проводили несколько измерений 1-м и 2-м методами в течение нескольких дней с последующим усреднением результатов за 3 – 4 суток, однако, у нас не было возможности проводить отдельные измерения ППР ночью. Так же следует учитывать, что измерения 2-м методом можно производить не чаще, чем один раз за 2 – 3 часа, хотя длительность отбора пробы составляет всего 5 минут. Все эти нюансы добавляют дополнительную погрешность к результатам.

В итоге можно высказать пожелания, основываясь на неудовлетворительные результаты сравнительного анализа различных методов измерения плотности потока радона с поверхности земли, о дополнительной доработке используемых методик. Возможно, требуется введение дополнительных ограничений по использованию методик, основанных на протестированных методах, в определенных условиях.

Работа выполнена при поддержке грантов Президента РФ № МК-3295.2004.5 и ведомственной научной программы «Развитие научного потенциала высшей школы» по разделу 1.2. «Университеты России» № ур.09.01.416.

Литература

1. Проблемы измерения потока радона и его концентраций в почвенном воздухе: Материалы семинара. – С-Пб., 2001. – №4. – С. 23 – 61.
2. Методика экспрессного измерения объемной активности Rn-222 в воздухе, почвенном воздухе, в воде и плотности потока радона с поверхности земли с помощью радиометра радона PPA-01M: Рекомендация. – Москва, 1998.
3. Рыжакова Н.К., Яковлева В.С. Патент РФ на изобретение № 2212688 от 20.09.2003. Способ определения плотности потока радона с поверхности земли.
4. Яковлева В.С., Рыжакова Н.К. Метод оценки плотности потока радона с поверхности земли по измеренной концентрации радона в почвенном воздухе // АНРИ. – №4, 2002. – С.18 – 21.

ИССЛЕДОВАНИЕ СУТОЧНОЙ ДИНАМИКИ ПЛОТНОСТИ ПОТОКА РАДОНА С ЗЕМНОЙ ПОВЕРХНОСТИ

О.С. Большаков, Н.А. Сейвальд

**Научный руководитель доцент В.С. Яковлева
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия**

Интенсивные исследования плотности потока радона (ППР) с поверхности земли начались после утверждения этой величины в Российской Федерации в качестве критерия оценки потенциальной радоноопасности территорий. Величина ППР является нормируемой в предпроектных изысканиях в строительстве и допускается равной не более 80 мБк/(м²с) – при строительстве жилых и общественных зданий, не более 250 мБк/(м²с) – зданий промышленного назначения (ОСПОРБ-99). Плотность потока радона измеряют также при исследовании радоновыделения с поверхностей горных выработок, отвалов горнодобывающей промышленности (Павлов, 1994). Совсем недавно в работе (Яковлева, 2003) было предложено использовать величину плотности потока радона с поверхности земли в несколько ином аспекте, то есть в качестве индикатора изменения напряженно-деформированного состояния геологической среды (проще говоря, прогноза землетрясений). Ранее для этих целей использовали только величину объемной активности радона в почвенном воздухе. На Петропавловск-Камчатском геодинамическом полигоне с лета 2004 г. начали мониторинг ППР и скорости конвекции в целях прогноза крупных землетрясений Камчатки.

Для измерения ППР разработано несколько методов, воплощенных в большом спектре приборов, которыми активно пользуются различные контролирующие и научные организации. Наиболее часто используют 2 метода измерения ППР – метод накопительной камеры и метод угольных адсорберов. В первом случае обычно пользуются методикой измерений на основе радиометров радона типа PPA различных модификаций (НТМ «Защита»), во втором – методикой из комплекта оборудования для измерений радона «КАМЕРА» (НТЦ «НИТОН»). Результат измерений обоими методами является «мгновенной», то есть усредненной за несколько минут или часов, величиной. Авторы работ (Роголис и др., 2001; Решетов, Бердников, 2001) изучали временную динамику ППР в течение длительного периода и получили довольно большой диапазон вариаций «мгновенных» значений исследуемой величины. В связи с

существенной вариабельностью ППР между российскими специалистами возник спор о надежности и оправданности использования величины в качестве критерия оценки потенциальной радоноопасности территорий (Проблемы..., 2001).

Измерения «мгновенных» значений плотности потока радона контролирующими организациями производят, как правило, в рабочее время. Учитывая существенную временную изменчивость ППР, результаты этих измерений могут существенно отличаться от интегральных значений, характерных для данного участка. В итоге, заключение о степени радоноопасности данной территории может быть ошибочным. Необходима тщательная проработка рекомендации по измерению ППР с поверхности земли для оценки степени потенциальной радоноопасности территорий. Для этого требуется экспериментальное и теоретическое исследование суточной динамики ППР, а также изучение влияния метеорологических условий на величину плотности потока радона с поверхности земли.

Целью настоящей работы является исследование суточной динамики плотности потока подпочвенного радона с поверхности земли в климатических условиях г. Томска методом накопительной камеры с регистрацией нарастания активности радона в объеме камеры. Для этого была произведена небольшая модификация методики измерения ППР с помощью радиометра РРА-01М (Методика ..., 1998) под радиометр радона РГА-06П (Радиометр ..., 2001).

В качестве пробоотборного устройства применяли накопительную камеру, входящую в комплект ПОУ-04 (НТМ «Защита»), которая имеет два штуцера. Для радиометра РГА-06П были дополнительно изготовлены два штуцера на входной и выходной клапаны прибора, посредством которых осуществлялось соединение прибора с накопительной камерой. Измерение радона, накопившегося в камере за время отбора пробы, производят согласно методике (Методика ..., 1998) с помощью радиометра, вход измерительной камеры которого соединяется через воздухоудвку с одним из штуцеров накопительной камеры, а выход – с другим штуцером. Радон, выходящий из грунта, поступает в накопительную камеру в течение 5 мин, параллельно производится перекачка воздуха из накопительной камеры в измерительный объем радиометра РГА-06П с помощью воздухоудвки. После окончания пробоотбора производят несколько измерений объемной активности поступившего в измерительную камеру радиометра почвенного радона с последующим вычислением среднего значения. Затем плотность потока радона с поверхности земли рассчитывают по формуле:

$$\text{ППР} = (qV/St),$$

где: q – средняя объемная активность радона, измеренная радиометром, Бк/м³; V – суммарный объем, состоящий из объемов накопительной камеры, измерительной камеры и соединительных трубок, м³; S – площадь накопительной камеры, м²; t – время отбора пробы, с.

Для исследований были выбраны 2 участка, первый – в районе Лагерного сада (г. Томск), второй – в с. Рыбалово (Томский район). Поверхностный грунт 1-го участка представлен суглинками со средним содержанием ²²⁶Ra 25 – 30 Бк/кг, 2-го участка – черноземом с низким содержанием ²²⁶Ra около 10 Бк/кг. Хотя длительность отбора почвенного радона составляла всего 5 минут, длительность одного измерения ППР была не менее 2-х часов. Поэтому измерения ППР производили через каждые 2 часа в течение суток (в с. Рыбалово) и в течение дня (Лагерный сад). Измерительный период длился с начала сентября 2004 г. по конец октября 2004 г. в различные дни недели при разных погодных условиях. Параллельно с измерениями производили сбор данных по метеорологическим параметрам (атмосферное давление, количество осадков, температура почвы (на 20 см) и воздуха, сила и направление ветра) с целью выявления корреляций между измеряемыми и контролируемыми величинами.

В результате исследования было произведено 51 измерение ППР с поверхности земли на площадке в Лагерном саду и 31 – в с. Рыбалово. На рисунке 1 приведены результаты измерения ППР с поверхности земли в Лагерном саду г. Томска, на рисунках 2 и 3 – в с. Рыбалово. Видны значительные вариации амплитуды исследуемой величины в десятки раз в течение суток.

На рисунке 1 хорошо видно, что суточная динамика плотности потока радона различная в разные дни. Хотя можно выделить одну характерную зависимость – снижение ППР в полуденное время для всех кривых. Это можно объяснить изменением температурного градиента, т.е. резким повышением температуры атмосферного воздуха вследствие нагрева солнечными лучами (температура почвы меняется намного медленнее). Однако, на рисунках 2 и 3 отмечено совсем иное поведение ППР. На рисунке 3 резко снижение величины плотности потока радона с поверхности земли наблюдается в вечернее время. Возможным объяснением такого поведения могут быть заморозки. В день измерений (рис. 3) после обеда резко снизилась температура воздуха до отрицательных значений, и почва покрылась коркой льда.

Корреляционный анализ исследуемого и метеорологических параметров выявил значимые положительные корреляции между величиной ППР и температурой атмосферного воздуха и почвы. Влияние атмосферного давления и влажности воздуха не сказывается заметно на временной динамике плотности потока радона.

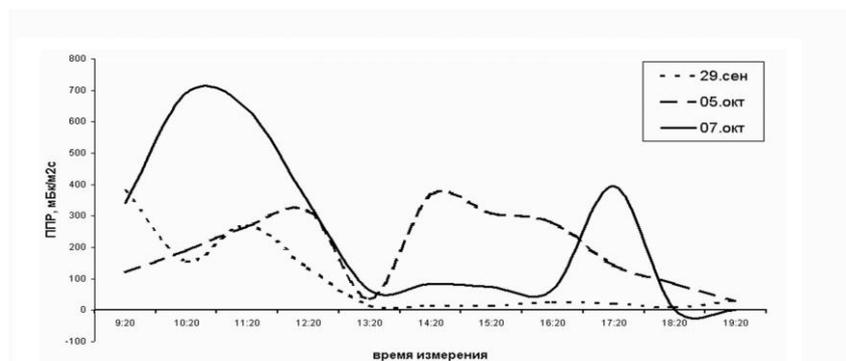


Рис. 1. Суточная динамика ППР с поверхности земли в Лагерном саду

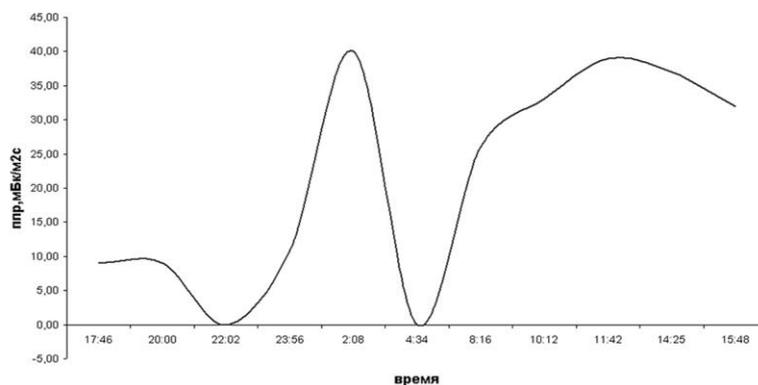


Рис. 2. Суточная динамика ППР с поверхности земли в с. Рыбалоово 25 – 26.09.2004 г.

Итак, экспериментальные результаты подтверждают, что величина ППР подвержена суточным колебаниям. Из литературы известно, что суточные колебания тепловых потоков обусловлены в основном двумя противоположно действующими факторами: турбулентным перемешиванием в атмосфере и конвективными потоками в верхнем слое грунта. Турбулентное перемешивание приводит к увеличению ППР днем и к уменьшению – ночью, а конвективными потоками – к увеличению ППР ночью и уменьшению – днем. На величину плотности потока радона в течение суток оказывают влияние атмосферное давление, увлажненность почвы, наличие растительности (Роголис, 2001). Сильная влажность и промерзание почвы значительно уменьшают величину ППР. В итоге, сочетанное воздействие различных факторов (метеорологических параметров) приводит к непредсказуемой (труднопрогнозируемой) временной динамике плотности потока радона. Поэтому, измерение «мгновенных» значений ППР при радиационно-гигиенических обследованиях территорий может привести к ошибочным выводам о степени потенциальной радоноопасности.

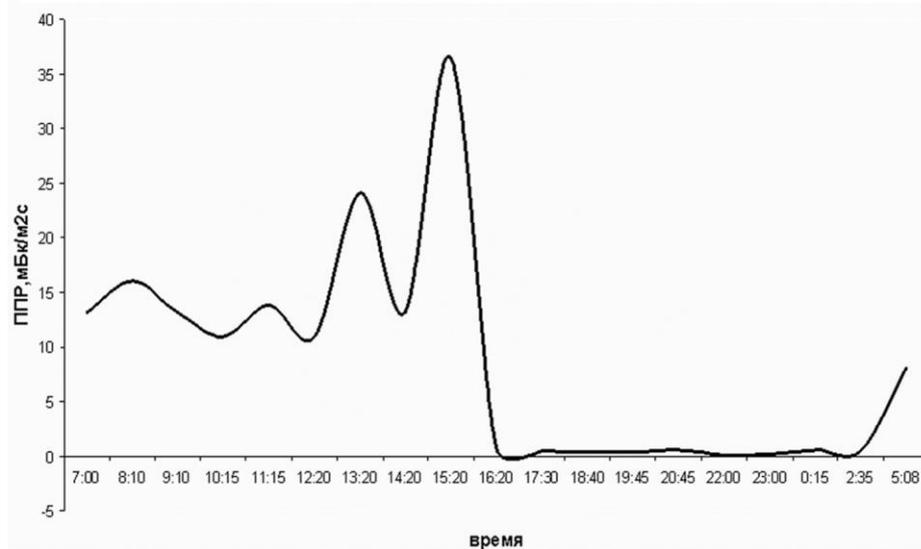


Рис. 3. Суточная динамика ППР с поверхности земли в с. Рыбалоово 23 – 24.10.2004 г.

Результаты исследований показали, что в суточной динамике ППР не наблюдается каких-либо характерных закономерностей. Поэтому, единственным, применительно к исследуемому критерию, правильным способом снижения погрешности методики оценки потенциальной радоноопасности территорий может являться использование интегральных, т.е. усредненных за длительный период (несколько суток), значений плотности потока радона с поверхности земли. Другими словами, необходимо либо проводить неоднократные измерения ППР «мгновенными» методами, либо применять «интегральные» методы измерения, например, трековыми детекторами (Яковлева, Рыжакова, 2002; Рыжакова, Яковлева, 2003). Однако, значительные суточные вариации исследованной величины не накладывают никаких ограничений на использование «мгновенных» методов измерения для целей мониторинга ППР, например, при прогнозировании напряженно-деформированного состояния геологических сред.

Работа выполнена при поддержке грантов Президента РФ № МК-3295.2004.5 и ведомственной научной программы «Развитие научного потенциала высшей школы» по разделу 1.2. «Университеты России» № ур.09.01.416.

Литература

1. Проблемы измерения потока радона и его концентраций в почвенном воздухе: Материалы семинара. – С-Пб, 2001. – №4. – С. 23 – 61.

2. Методика экспрессного измерения объемной активности Rn-222 в воздухе, почвенном воздухе, в воде и плотности потока радона с поверхности земли с помощью радиометра радона РРА-01М: Рекомендация. – Москва, 1998.
3. ОСПОРБ-99. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности, СП 2.6.1.799-99; Минздрав РФ, 2000.
4. Павлов И.В., Покровский С.С., Камнев Е.Н. Способы обеспечения радиационной безопасности при разведке и добыче урановых руд. – М.: Энергоатомиздат, 1994. – 256 с.
5. Радиометр объемной активности радона РГА-06П: Руководство по эксплуатации КНВЛ 200101.005. – Москва, 2001.
6. Решетов В.В., Бердников П.В. Результаты совместных измерений объемной активности радона в почвенном воздухе и плотности потока радона с поверхности почвы-грунтов на территории Санкт-Петербурга и Ленинградской области // АНРИ. – С-Пб., 2001. – №4. – С. 34 – 37.
7. Рогалис В.С., Кузьмич С.Г., Польский О.Г. Исследования влияния временных и погодных условий на потоки радона на строительных площадках г. Москвы // АНРИ. – С-Пб., 2001. – №4. – С. 57 – 61.
8. Рыжакова Н.К., Яковлева В.С. Патент РФ на изобретение № 2212688 от 20.09.2003. Способ определения плотности потока радона с поверхности земли.
9. Яковлева В.С., Рыжакова Н.К. Метод оценки плотности потока радона с поверхности земли по измеренной концентрации радона в почвенном воздухе // АНРИ. – С-Пб., 2002. – №4. – С.18 – 21.
10. Yakovleva V.C. The radon flux density from the Earth's surface as an indicator of a seismic activity // Proceedings of 7th International Conference on Gas Geochemistry – Freiberg, Germany, September 22-26, 2003. – Freiberg: 2003. – P. 28 – 30.

ЭКОГЕОФИЗИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ ЗОНЫ СПИТАКСКОГО ЗЕМЛЕТРЯСЕНИЯ

Р.К. Гаспарян, В.Р. Гаспарян

Научный руководитель профессор А.О. Оганесян

Институт геофизики и инженерной сейсмологии НАН РА, г. Гюмри, Армения

Спитакское землетрясение, как крупнейшее экологическое бедствие явилось важнейшим фактором формирования геоэкологической обстановки урбанизированных территорий северной Армении (г.г. Гюмри, Спитак, Ванадзор и др.). Возникновение новых и активизация старых экзогенных геологических процессов и явлений, наличие огромного количества разрушенных и полуразрушенных сооружений, повсеместное накопление строительных, бытовых и других отходов, вырубка деревьев и, наконец, полное отсутствие инженерных и природоохранных мероприятий привели к интенсивному загрязнению атмосферы, гидросферы, грунтов и подземных вод территорий городов и других населенных пунктов, пострадавших от землетрясения.

Научное обоснование и выбор соответствующих конкретных мероприятий необходимых для улучшения экологических условий жизни населения возможны при анализе проблемных ситуаций в Республике с общесистемных позиций и понимания восстановления зоны бедствия как природно-социально-эколого-экономической целостности.

Геоэкологическая уязвимость зоны землетрясения усугубляется тем, что она испытывает множество разнохарактерных воздействий как естественного, так и техногенного характера. Это, в конечном счете, приводит к загрязнению воздушного и водного бассейнов, деградации почвенного покрова, сдвигению горных пород, нарушению геологической среды. В настоящее время подобные массивные техногенные воздействия испытывают поймы рек Ахурян, Памбак, Дебет, Акстев и др., где расположены основные промышленные центры зоны бедствия.

Объектами научно-исследовательских экогеофизических исследований, некоторые результаты которых мы приводим, явились территории Ширакского и Таушского марзов, геоэкологическое состояние которых заслуживает особого внимания.

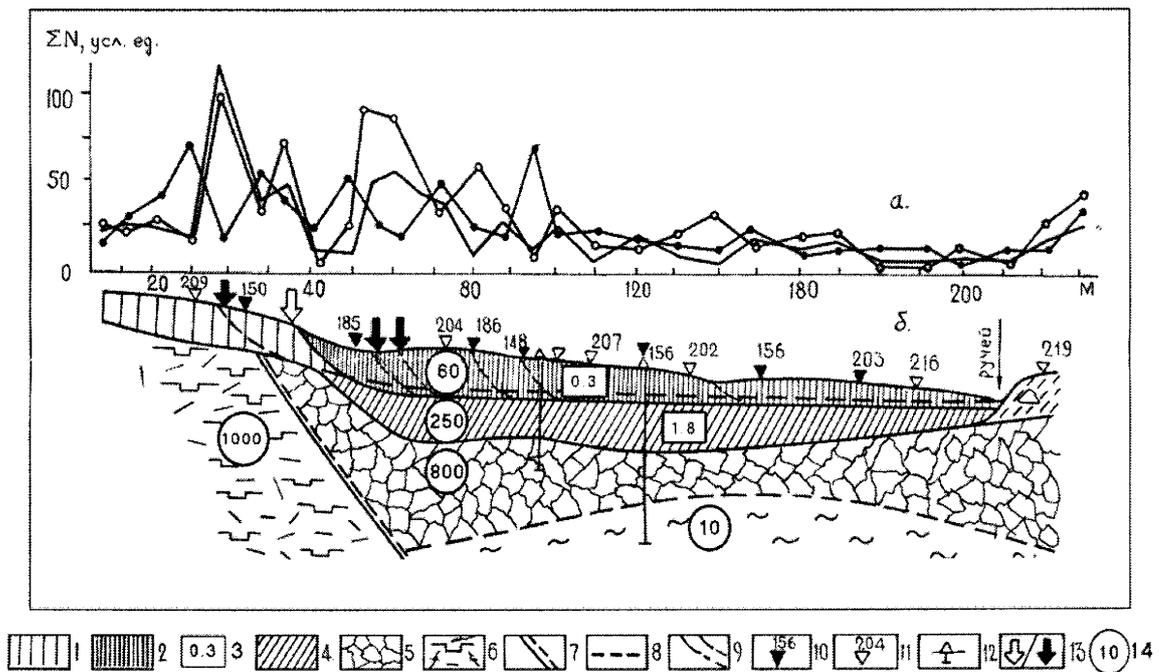


Рис. 1. Физико-геологическая модель оползневого склона Джухтак ванк (г. Дилижан)

а – графики режимных радиометрических наблюдений, *б* – геологический разрез оползневого склона,
 1 – устойчивые породы, 2 – породы оползневого тела, 3 – скорость продольных волн, км/сек, 4 – бентонитизированные глины,
 5 – глыбы и обломки андезитобазальтов, 6 – трещиноватые андезитобазальты, 7 – тектоническое нарушение, 8 – уровень
 грунтовых вод, 9 – плоскость скольжения оползня, 10, 11 – точки ВЭЗ и СЗ, 12 – скважина, 13 – бровки отрыва оползневого
 тела, 14 – значения электрического сопротивления Ом.м.

Круг основных геоэкологических проблем, имеющих место в пределах вышеуказанных территорий, сводится к следующему (Гаспарян, 1999): загрязнение воздушного и водного бассейнов, деградация почвенного слоя; наличие многочисленных сейсмогравитационных и техногенных оползней; активизация субтерральных процессов в густо застроенных участках территорий, наличие разнородных подземных пустот различного генезиса (жарызы, карсто-суффозионные воронки, пустоты, тоннели и др.); интенсивные геофильтрационные процессы, происходящие в бортах водохранилищ и обусловленное ими расширение зон подтоплений; наличие активных высокопроницаемых геодинамических зон, создающих благоприятные условия для эксfolляции и накопления радиоактивной эманации в жилых помещениях.

Безусловно, решение перечисленных проблем требует комплексного подхода исследований с привлечением специалистов различного профиля – инженер – геолог, сейсмолог, геохимик, эколог, геофизик и др. При этом особая роль отводится геофизическим методам исследований, которые в состоянии обеспечить высокую степень густоты и частоты пространства – временных наблюдений, что имеет существенное значение при оценке техногенного воздействия на геологическую среду (экогеофизический мониторинг).

Проведение геофизических исследований в условиях повышенной урбанизации связано с рядом осложнений, которые ограничивают, а порой и вовсе исключают применение стандартных методик полевых исследований и приемов интерпретации (наличие разнородных помех, ограниченность свободного пространства и др.). Минимизация или исключение мешающих факторов нами достигалось путем применения таких методов исследований, которые характеризуются существенной устойчивостью к техногенным помехам (радиометрия, газометрия, гравиразведка и др.)

Особенности экогеофизических исследований для решения перечисленных задач иллюстрируются результатами научно-исследовательских работ, проводимых на участках развития разнородных экзо- и техногенных процессов: оползни, карсто-суффозионные явления, радоновое загрязнение и др. (Gasparyan, 1997).

В целом полученные результаты сводятся к следующему:

- 1) используя закономерности временных изменений экосистемы выявлены критерии повышения эффективности геофизических методов при геоэкологическом картировании урбанизированных территорий;
- 2) на основе данных экогеофизических исследований разработаны и составлены статические и динамические варианты физико-геологических моделей конкретных геоэкологических объектов (рис.1);
- 3) выявлены некоторые закономерности влияния различных физических полей (геомеханических, тепловых, сейсмических) и метеоусловий на динамику эксfolляции подпочвенных газов (радон, пары ртути, углекислый газ).

Литература

1. Гаспарян Р.К. К вопросу о геофизических критериях оценки устойчивости оползневых склонов. // Сборник научных трудов конференции посвященной 60-летию основания НАН РА. – Гюмри, 2004. – С.47 – 58.
2. Гаспарян Р.К. О радиологическом риске урбанизированных территорий // Вопросы охраны природы: Труды научной конференции. – Ереван, 1998. – С.14 – 15.

3. Gasparyan R.K., Gasparqñ V.R. On the method of Structural Geodynamic Mapping of the Armenia Seismoactive Regions // The 29-th General Assembly of the International Association of Seismology and Physics of the Earth's Interior. – Thessaloniki, Greece, 1997. – P. 327.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ НЕДРОПОЛЬЗОВАНИЯ БЕЛАРУСИ **С.И. Гримус**

Научный руководитель профессор В.Н. Губин
Беларусский государственный университет, г. Минск, Беларусь

Одно из важных мест в структуре национального богатства каждой страны занимает природно-ресурсный потенциал – запас природных производственных ресурсов, который может быть использован в хозяйственном комплексе. В стратегии устойчивого развития нашего государства ведущее место занимает теория рационального природопользования, а по отношению к минеральным ресурсам – рационального недропользования. Рациональное недропользование – планомерное, комплексное и экологически безопасное изъятие минерального сырья из недр земли для использования его в технологическом процессе получения целевого продукта.

Современное экологическое состояние природной среды республики характеризуется отсутствием стабильности и наличием тенденции к ухудшению, особенно в районах крупномасштабных разработок и добычи полезных ископаемых.

Центральная часть Белорусского Полесья – важнейший горнопромышленный регион Беларуси, для которого характерна чрезвычайно сложная экологическая ситуация, возникшая в результате эксплуатации месторождений полезных ископаемых. Кроме того, половина территории региона находится в зоне загрязнения радионуклидами с плотностью от 1 до 5 Ки/км².

В геолого-структурном плане преобладающая часть региона приурочена к древнему палеорифту – Припятскому прогибу, возникшему в позднем девоне. В Припятском прогибе расположены крупные месторождения калийных солей (Старобинское, Петриковское и Октябрьское), месторождения каменной соли (Давыдовское, Мозырское, Старобинское), гипса (Бринёвское), 62 месторождения нефти, горючих сланцев, Житковичское и Бринёвское месторождения каменного угля, а в пределах Микашевичско-Житковичского выступа кристаллического фундамента – Микашевичское месторождение строительного камня.

В зависимости от остроты проявившихся экологических проблем для данного региона выделены три категории сложности геоэкологических ситуаций: чрезвычайно сложные, сложные, предполагаемые сложные (Ясовеев, 2001).

Наиболее существенное влияние на геологическую среду центральной части Белорусского Полесья оказывают добыча и переработка калийных солей. Солигорский горнопромышленный район (СГПР) характеризуется целым комплексом экологических проблем. Геоэкологическая ситуация на этой территории *чрезвычайно сложная*.

В геолого-структурном плане СГПР приурочен к северо-западной части Припятского прогиба. Кристаллический фундамент здесь залегает на глубине до 3 км, в осадочном чехле преобладают породы верхнего протерозоя и девона.

В СГПР наблюдается интенсивное воздействие отходов калийного производства на все компоненты геологической среды.

Происходит изменение рельефа (солеотвалы, шламохранилища; образование просадок, затопление, подтопление территории, соляной карст). При переработке сильвинитовых руд около 75% их объёма переходит в отходы, которые складываются на поверхности земли, образуя солеотвалы высотой до 150 м. Таким образом, в районе Солигорска образован антропогенно-промышленный ландшафт. Размещение солеотвалов, шламохранилищ, Солигорского водохранилища над подработанными шахтными полями ведёт к перераспределению напряжений и нарушению изостатического равновесия в недрах земли, что является одной из причин возникновения сейсмического риска на территории района.

Негативным последствием эксплуатации калийных руд являются просадки и заболачивание территории. Усиление экзогенных процессов происходит вдоль тектонических нарушений (разломов, зон трещиноватости). В СГПР наблюдается интенсивное засоление поверхностных и грунтовых вод, загрязнение почв и атмосферы. Грунтовые воды здесь распространены повсеместно и приурочены к болотным, озёрно-аллювиальным, флювиогляциальным и внутриморенным отложениям. Зона аэрации составляет 1 – 3 м; грунтовые воды практически не защищены. Наиболее подвержены интенсивному загрязнению пресные подземные воды. Ареал засоления от четырёх рудников прослеживается на расстояние 1150 м и продвигается по направлению к зонам местной разгрузки грунтовых вод, т. е. к долинам р. Случь, Сивельга и Оресса. Возможно, к 2050 г. (прогноз) засоление распространится на расстояние до 5 км и достигнет долины р. Случь. Солёные воды и рассолы проникают и вглубь, формируя над первым от поверхности водоупором ореолы с солесодержанием до 98 г/л. Существует вероятность проникновения загрязнения в меловой водоносный горизонт, служащий источником централизованного водоснабжения в регионе. Усиливается засоление и поверхностных вод. В воде Солигорского водохранилища зафиксировано повышенное содержание сульфатов и хлоридов (Высоцкий, Губин, 2003).

Выбросы из дымовых труб солигорских обогатительных фабрик, вынос солей в результате ветровой эрозии, растворение солей из солеотвалов под воздействием атмосферных осадков с образованием избыточных рассолов приводит к выпадению компонентов загрязнителей на поверхность почвы (площадь засоленных почв составляет около 900 га).

Сложные геоэкологические ситуации характерны для района разработки строительного камня (Микашевичское месторождение), а также для районов добычи нефти.

В пределах Микашевичского месторождения осадочный чехол маломощный. Территория характеризуется низкой и весьма низкой степенью природной устойчивости по отношению к техногенным нагрузкам (Ясовеев, 2001). В составе грунтов преобладают пески, суглинки, глины и болотные отложения. Уровень грунтовых вод на глубине 1 – 3 м; по степени защищённости грунтовые воды относятся к категориям слабо защищённых и незащищённых, что способствует беспрепятственному просачиванию загрязнителей.

Наиболее опасный в геоэкологическом плане техногенный процесс, возникший при разработке месторождения, изменение гидрогеологической обстановки. В результате добычи строительного камня образовалась обширная депрессионная воронка глубиной более 120 м, что способствует проникновению радионуклидов в подземные воды. Понижение уровня грунтовых вод на 2 – 8 м приводит к иссушению почв и грунтов, высыханию лесов, к исчезновению малых рек на прилегающих к месторождению территориях. Зона изменения гидрогеологического режима приурочена к междуречью р. Лани и Случи – левых притоков р. Припяти (на расстоянии 2 км от карьера уровень грунтовых вод понизился на 11 м). Реальную опасность представляет также загрязнение соединениями металлов в районе разработки месторождения. Учитывая низкую и весьма низкую природную устойчивость геологической среды к техногенным нагрузкам, возникает опасность накопления соединений в грунтовых водах, пойменных отложениях, растениях. Большое влияние на гидрогеологическую обстановку района оказывает хвостохранилище. Карьерный водоотлив поступает в хвостохранилище, оттуда в Ситницкий канал, а по каналу сточные воды попадают прямо в р. Припять.

Сложная геоэкологическая ситуация возникает в районах нефтедобычи. На территории Белорусского Полесья открыты 62 месторождения нефти, из которых 46 разрабатывают. Месторождения территориально приурочены к Припятскому прогибу и связаны с девонскими подсолевыми терригенными, подсолевыми карбонатными, межсолевыми и внутрисолевыми продуктивными пластами. Глубина залегания нефтяных залежей варьирует от 1600 до 4600 м. В результате проведения поисковых работ и эксплуатации месторождений нефти возникают 4 типа загрязнений окружающей среды: эксплуатационные (шлам, отработанная вода в системе охлаждения, ГИС, закачка кислоты и солянки в скважины); технические (обмыв бурильных труб); аварийные (прорыв трубопроводов, прихват, нефтеводогазопроявления и другие); технологические (использование бурильных растворов сложного состава, ПАВ, кислот). Следствием этого является загрязнение грунтового водоносного горизонта и напорных вод нефтепродуктами, буровыми растворами, засоление горных пород (площадь участков засоления в Припятском прогибе составляет 9 тыс. га), загрязнение поверхностных вод (образование нефтяных плёнок), почвенного и растительного покрова.

Предполагаемые сложные геологические ситуации характерны для районов планируемой разработки месторождений полезных ископаемых (Житковичское и Бринёвское месторождения каменного угля, Бринёвское месторождение гипса).

Бринёвское и Житковичское месторождения бурого угля приурочены к сочленению Туровское депрессии и Микашевичско-Житковичского выступа кристаллического фундамента. Глубина залегания бурого углей 20 – 40 м; уровень грунтовых вод 1 – 3 м. Воды Житковичского месторождения относятся к категории слабо защищённых и незащищённых, а Бринёвского – к категории относительно защищённых. Возможность разработки Бринёвского месторождения в настоящее время наиболее реальна, так как для Житковичского месторождения необходимо предварительное осушение, что связано с неглубоким залеганием грунтовых вод. Это приведёт к негативным воздействиям на гидрологическую сеть.

Таким образом, в зависимости от характера и остроты проявившихся геоэкологических проблем, для территории Белорусского Полесья определены следующие категории сложности геоэкологических ситуаций: чрезвычайно сложные (Солигорский горнопромышленный район), сложные (Микашевичское месторождение строительного камня, районы нефтедобычи), предполагаемые сложные (Житковичское и Бринёвское месторождения каменного угля, Бринёвское месторождение гипса).

Литература

1. Высоцкий Э.А., Губин В.Н. Месторождения калийных солей Беларуси: геология и рациональное недропользование. – Мн.: БГУ, 2003. – 264 с.
2. Ясовеев М. Г. Геологическая среда в условиях техногенеза // Вестник БГУ. – Минск, 2001. – №3. – С.115 – 121.

ОЦЕНКА ДЕФОРМАЦИИ ЗЕМНОЙ ПОВЕРХНОСТИ МЕТОДАМИ РАЗВЕДОЧНОЙ ГЕОФИЗИКИ

Д.А. Довженок, Д.Н. Рудой

Научный руководитель ассистент О.К. Абрамович

Учреждение образования «Гомельский государственный университет имени Франциска Скорины», г. Гомель, Беларусь

Развитие хозяйственной деятельности человека приводит к возникновению ряда задач экологического характера. Для решения возникающих проблем и составления обоснованных прогнозов успешно применяются методы, прямым назначением которых в недавнем прошлом было иное. Это относится к комплексу геофизических методов, включая и регистрацию динамических процессов высокоточным геометрическим нивелированием.

Речь пойдёт о территории города Гомеля. Первоначальная задача наших исследований состояла в определении геометрических параметров деформации земной поверхности, затем нам предстояло предположить о возникновении неких причин, приведших к вертикальным движениям того или иного знака. Исследования начались с изучения поведения территории города за период с 1940 по 2000 год. Была составлена ведомость сопоставления превышений, полученных из нивелирования городской сети I и II классов, на основании которой отчётливо вырисовывается чаша, стрелка прогиба которой около 3 см. Для большого города это не много, но если учесть активное увеличение весовой нагрузки, откачку подземных вод и строительство подземных сооружений, то тенденция опускания дна чаши и поднятию краёв в ближайшем будущем даст о себе знать. Второй этап исследований состоял в поиске участков, подверженных знакопеременным движениям, а это значит была попытка определить положение разломных зон, результаты были подтверждены геофизическими методами и дешифрированием космических снимков. На третьем этапе мы ограничили территорию исследований частью студенческого городка, причиной явилась, на первый взгляд, необоснованная периодическая деформация зданий.

Регимные работы проводились в период с мая 2004 года по февраль 2005 года практически ежемесячно.

Результаты представлены на рисунке 1.

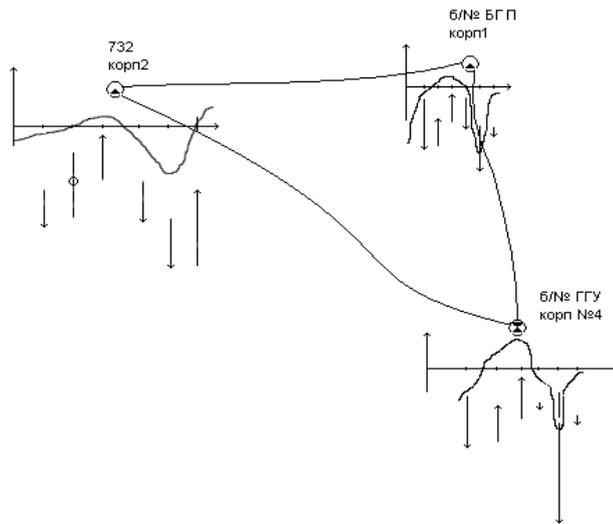


Рис. 1. Схема деформационной сети студенческого городка

При интерпретации полевых данных опирались на графический анализ полученных материалов.

Из четырёх возможных видов деформационных изменений, а именно:

1. Резкого изменения сложившейся тенденции хода кривой, которые приурочиваются к местам пересечения нивелирной трассой границы двух блоков земной коры, имеющих различные скорости деформаций.
2. Участки с пикообразными провалами кривой. Отрицательные аномалии в скоростях соответствуют зонам активных разломов, то есть зонам «сжатия». По зонам сжатия Земли поверхность вдоль нивелирного профиля делится на подвижки. В зонах «сжатия» накапливается потенциальная энергия, в определённых условиях переходящая в кинетическую.
3. Положительные аномалии отвечают характеру коробления тектонического блока и названы зоной «растяжения». В данных зонах не может происходить накопление энергии.
4. Периодичность проявления аномалий в конфигурации кривой интерпретируется как хороший признак пересечения трассой разрывных нарушений.

Нашей ситуации соответствует четвёртый пункт.

Таким образом, обследуемую территорию можно подразделить на микроблоки.

Средние расстояния между деформационными знаками 0,5 км, амплитуда смещений колеблется от – 30,0 мм до + 6,4 мм.

Предполагается в летнее время дополнить исследования геофизическими и геологическими данными.

Литература

1. Практикум по прикладной геодезии. Геодезическое обеспечение строительства и эксплуатации инженерных сооружений: Учеб. пособие для вузов / Под ред. Е. Б. Ключина, Д. Ш. Михелева, Д. П. Баркова и др. – М: Недра, 1993. – 368 с.
2. Вопросы физики околоземного пространства и земных недр Белоруссии. – Минск: Наука и техника, 1972. – 136 с.
3. Нивелирование I и II классов. – М.: Недра, 1982. – 263 с.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ДВУХ ТИПАХ ЗОНАЛЬНЫХ ПОЧВ ЮЖНОГО УРАЛА

Р.Ю. Жидков, В.Н. Удачин, В.В. Соколовский

Научный руководитель доцент Т.А. Барабошкина

Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, г. Москва, Россия

В пределах Южноуральского субрегиона биосферы с природным повышенным фоном халькофильных элементов преобладающим развитием пользуются два типа зональных почв: серые и темно-серые лесные почвы подзоны южной тайги; черноземы лесостепной и степной зон. Нами выполнены исследования распределения тяжелых металлов в этих типах почв под влиянием пылегазовых выбросов Карабашского медеплавильного комбината (Челябинская область, серые лесные почвы) и Медногорского медно-серного комбината (Оренбургская область, карбонатные черноземы). Серые лесные почвы характеризуются субнейтральной или слабо кислой реакцией почвенного профиля с рН от 5,8 до 6,7, низким содержанием оснований, отсутствием карбонатов по всему почвенному профилю. Все это определяет невысокую природную буферность таких почв и потенциально слабую комплексобразующую способность отдельных фракций почв для связывания поступающих с аэральным потоком частиц тяжелых металлов. Южноуральские черноземы на вулканитах основного состава имеют нейтральную или слабо свинутую в щелочную область рН среды в диапазоне от 7,0 до 7,8, высокую степень насыщенности основаниями, карбонатность от 20 – 25 см от поверхности. Отобраны пробы и проанализированы валовые содержания тяжелых металлов во всех генетических горизонтах почв (21 почвенный разрез) методами атомно-абсорбционной спектроскопии, определен фазовый состав аэральные выпадений по данным проб снеговой пыли и аэральные фильтров. Следует отметить, что «типоморфными» для пылевых выбросов медеплавильных предприятий Урала являются халькофильные элементы.

Частицы пыли шахтных печей Карабашского медеплавильного комбината имеют крупность от 20 до 120 мкм и представлены кварцем, хлоритом, серицитом, пиритом, халькопиритом, гематитом, шпинелеподобной Cu – Zn фазой,

высокожелезистой стеклоподобной фазой типа фаялита с мельчайшими включениями сульфидов меди и цинка. В этих пылях совмещены «остаточные» минералы медного концентрата и «новообразованные» при металлургическом процессе минеральные фазы. Пыль конвертеров (вторая стадия технологического цикла) имеет крупность от 0,2 до 1,5 мкм и представлена цинкитом, ганнингитом, англезитом и смешанной фазой состава $ZnSnO_4$. Следует отметить, что сульфат цинка – ганнингит является водорастворимой фазой, и это многократно увеличивает миграционную способность цинка в почвах. Пыль из объединенного дымохода Медногорского медно-серного комбината состоит из пирита, халькопирита, станнина, $Cu - Zn$ шпинели, кварца и алюмосиликатов.

Аэральные потоки тяжелых металлов в виде тонкодисперсной пыли при депонировании в почвах формируют техногенные геохимические аномалии, пространственное положение которых определяется, главным образом, розой ветров. Максимальной контрастностью в районе г. Карабаша отмечены аномалии восточного и северо-восточного направлений. В Медногорске – в восточном и западном.

Представления о глубине распространения и уровнях техногенного загрязнения дает приводимая ниже таблица 1.

Селективный фазовый химический анализ, выполненный методом постадийных вытяжек серых лесных почв, позволил установить потенциальные формы нахождения тяжелых металлов в аэралью загрязненных почвах. Формы нахождения Cu и Zn практически не отличаются: от 4 до 7% находится в обменной форме, от 12 до 14% связано с фракцией «карбонатов», от 49 до 56% - с гидроксидами Fe и Mn , от 11 до 14% - с органической матрицей и от 14 до 19% - с силикатной частью почвенного профиля. Для Cd велика роль обменных форм, которые составляют 25%, а минимум приходится на формы, связанные с органикой и силикатами.

В пределах Медногорской геотехнической системы накопление тяжелых металлов сопровождается слабо выраженным подкислением почв. В отличие от зональных черноземов pH водной суспензии в гумусово-аккумулятивных горизонтах исследованных почв понижается на 1,2 – 2,8 единицы. Одновременно отмечается резкое снижение обменных кальция и магния, появление в обменном комплексе алюминия и водорода (в почвах с $pH < 5$). В Карабашской геотехнической системе в почвах зоны техногенной пустоши pH почвенного профиля всегда менее 5 с преобладанием обменного алюминия в составе поглощенных оснований.

Электронно-микроскопические исследования полированных шлифов из верхних частей гумусово-аккумулятивного горизонта устанавливают наличие только крупноразмерных (30 – 100 мкм) техногенных частиц, характерных для пылей шахтных печей. Мелких частиц от пылей конвертеров при просмотрах шлифов не было отмечено. Вероятно, это связано с хорошей миграционной способностью таких мелких частиц в условиях высокощелочистых хорошо дренируемых серых лесных почв.

Таблица 1

Распределение тяжелых металлов в двух зональных типах аэралью загрязненных почв (мг/кг)

Проба	Горизонт	Интервал опробования, см	Mn	Cu	Zn	Ni	Co	Pb	Cd
Серые лесные почвы, Карабаш									
241/1	A ₀	0 – 2	697	2070	2888	53	33	445	3,51
241/2	A	2 – 6	832	2204	2986	58	44	439	3,70
241/3	A	6 – 11	776	597	472	79	49	149	2,24
241/4	B ₁	11 – 17	803	85	167	93	52	21	0,71
241/5	B	17 – 21	776	46	90	116	70	14	0,28
241/6	BC	21 – 35	851	47	99	160	79	13	0,31
241/7	C	35 – 45	904	47	101	195	98	13	0,22
241/8	C	45 – 60	744	66	82	164	75	13	0,19
241/9	C	60 – 70	805	84	97	198	99	19	0,21
Черноземы, Медногорск									
111/1	A	0 – 2	897	3143	662	63	11	1296	5,61
111/2	A	2 – 4	926	2152	328	58	11	897	4,88
111/3	A	4 – 6	3649	1917	167	63	14	105	3,95
111/4	A	6 – 12	5241	425	54	78	18	30	0,98
111/5	A	12 – 20	4305	82	97	79	19	29	0,48
111/6	CD	20 – 26	4080	76	92	76	18	28	0,48
111/7	CD	26 – 40	3905	76	77	80	23	34	0,49
111/8	CD	40 – 55	3485	73	75	61	15	21	0,45
111/9	CD	55 – 68	3159	77	75	67	17	46	0,47

ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ТЕРРИТОРИИ ЛАГЕРНОГО САДА И ИХ ВЛИЯНИЕ НА РАЗВИТИЕ ОСАДКОВ ГРУНТОВЫХ ТОЛЩ ПРИ ВОДОПониЖЕНИИ

Н.А. Жилина

Научный руководитель профессор В.Е. Ольховатенко

Томский государственный архитектурно-строительный университет, г. Томск, Россия

Геоэкологические условия территории Лагерного Сада являются исключительно сложными, что предопределяется особенностями геологического строения, гидрогеологическими и инженерно-геологическими условиями.

В геологическом строении территории принимают участие отложения палеозойской, меловой, палеогеновой, неогеновой и четвертичной систем. Вся толща горных пород подразделяется на два структурных этажа. Верхний структурный этаж сложен рыхлыми, слаболитифицированными песчано-глинистыми грунтами палеоген-неогенового возраста, перекрытыми повсеместно четвертичными образованиями. Эти отложения с резким угловым и стратиграфическим несогласием перекрывают дислоцированные отложения палеозоя, представляющие собой нижний структурный ярус. Среди выделенных в разрезе геолого-генетических комплексов пород наибольшее влияние на развитие оползневых процессов оказывают палеоген-неогеновые и четвертичные отложения.

Гидрогеологические условия г. Томска определяются особенностями геологического строения территории, наличием развитой речной сети и наличием большого количества водо-несущих коммуникаций.

Среди водоносных комплексов и горизонтов наибольшее влияние на территории г. Томска оказывают подземные воды палеоген-неогеновых отложений и техногенные водоносные горизонты. Водоносные горизонты палеогеновых отложений новомихайловской и лагерно-томской свит, приурочены к пескам и гравийно-галечниковым отложениям. По гидравлическим признакам подземные воды относятся к напорно-безнапорным.

Подземные воды неогеновых отложений кочковской свиты образуют один водоносный горизонт, который приурочен к пылеватым и гравелистым пескам и супесям. Подземные воды порового типа, безнапорные. Коэффициенты фильтрации для супесей колеблются от 0,2 до 0,6 м/сут, пылеватых песков – от 0,6 до 1,2 м/сут и гравелистых песков до 5,8 м/сут.

Техногенные водоносные горизонты обусловлены утечками из водонесущих коммуникаций и залегают в пределах толщи насыпных грунтов. Наличие техногенных водоносных горизонтов приводит к подтоплению значительной части городской территории, замачиванию грунтовых оснований, резкому снижению их прочности и устойчивости.

Развитие опасных процессов на территории г. Томска обусловлено как природно-климатическими ее особенностями, так и техногенным воздействием на геологическую среду. Среди них наибольшую опасность для городской застройки представляют оползневые процессы.

На развитие оползневых процессов в Лагерном Саду оказывают влияние как природные (естественные) так и техногенные факторы. К естественным факторам относятся особенности геологического строения склона, наличие в разрезе слаболитифицированных пород с низкими значениями прочностных показателей, обводненность пород за счет подземных вод палеоген-неогеновых отложений, наличие хорошо проницаемых лёссовых и песчаных грунтов, а также большая крутизна склона (более 40°) при его высоте 50 – 55 м. К техногенным факторам относятся строительство объектов в непосредственной близости от бровки склона, утечки из водонесущих коммуникаций, отсутствие надлежащего поверхностного стока, а также интенсивное движение транспорта по автомагистрали, проходящей в непосредственной близости от оползневого склона. Основными причинами активного развития оползневого процесса является интенсивное обводнение грунтового массива за счет поверхностных и подземных вод, которые повсеместно выходят на поверхность в виде источников в нижней части склона. На отдельных участках это приводит к заболачиванию территории и появлению характерной болотной растительности.

Таблица 1

Расчет осадки грунтовой толщи при водопонижении (Мемориал, скв. 302)

№ игэ	Тип грунта	Мощность, м	ρ , г/см ³	$\rho_{взв}$, г/см ³	ρ_m , г/см ³	E^*m_k , МПа	σ_{zq} , кПа	σ_{zq}^1 , кПа	$\sigma_{zq, доп}$, кПа	σ_{zq} , кПа	S, мм
1	Насыпной грунт	0,7	2,06	-	2,06	13,5	14,42	14,42	0	0	-
5	Суглинок п/тв.	4,1	2,00	-	2,00	22,8	96,42	96,42	0	0	-
3	Песок пылеватый	2,1	1,95	-	1,95	23,0	137,37	137,37	0	0	-
4	Суглинок т/пл.	1,6	1,95	-	1,95	17,1	168,57	168,57	0	0	-
5	Суглинок п/тв.	5,5	2,00	-	2,00	22,8	278,57	278,57	0	0	-
11	Песок м/з.	2,6	1,91	-	1,91	18,0	329,27	329,27	0	0	-
8	Песок гравелистый	3,3	2,11	1,2	1,95	50,0	368,87	393,62	24,75	12,38	0,65
10	Песок пылеватый	4,4	1,95	1,0	1,74	24,5	412,87	470,18	57,31	41,03	5,89
12	Песок м/з.	1,1	2,09	1,2	1,86	32,0	426,07	490,64	64,57	60,94	1,67
10	Песок пылеватый	3,0	1,95	0,96	1,74	24,5	454,87	542,84	87,97	76,27	7,47
4	Суглинок т/пл.	1,1	1,95	0,95	1,72	17,1	465,32	561,76	96,44	92,20	4,74
11	Песок м/з.	2,3	1,91	0,94	1,57	18,0	486,94	597,87	110,93	103,68	10,60

Примечание: ρ - плотность грунта; $\rho_{взв}$ - плотность грунта с учетом взвешивающего действия воды; ρ_m - плотность грунта при максимальной молекулярной влагоемкости; E - модуль деформации; σ_{zq} , σ_{zq}^1 - напряжения в подошве слоя до и после осушения; $\sigma_{zq, доп}$ - дополнительные напряжения; σ_{zq} - дополнительные напряжения в середине слоя.

На территории Лагерного Сада за время наблюдений был разработан и внедрен ряд мероприятий инженерной защиты территории. Одним из главных мероприятий по инженерной защите склона является перехват подземных вод с помощью горизонтальной дренажной выработки (ДГВ), что будет способствовать повышению прочностных свойств грунтов и общей устойчивости склона. Медленные темпы строительства и исключительно сложные горно-геологические условия проходки штольни привели к развитию опасных процессов, сопровождающихся неоднократными провалами больших масс пород в выработанное пространство, с образованием на поверхности земли воронок диаметром до 15 м. Следует подчеркнуть, что штольня в настоящее время уже играет роль дренирующего сооружения. Но если она будет задействована на полную мощность, то это приведет к глубокому водопонижению и развитию осадок грунтовых толщ. Поэтому необходимо провести прогнозную оценку возможных осадок грунтовых толщ при водопонижении.

Для оценки влияния геоэкологических условий на развитие осадок грунтовых толщ при водопонижении были изучены физико-механические свойства грунтов, а также проведен анализ методов расчета осадок грунтовых толщ при водопонижении. Решение проблемы прогнозирования осадок грунтовых толщ при водопонижении отражено в трудах Н.М. Герсеванова (1948), В.А. Мироненко, В.М. Шестакова (1974), З.Г. Тер-Мартirosяна (1986, 1980), Ю.И. Ярового (1999), и многих других.

Для территории Лагерного Сада расчет осадок при условии полного осушения проводился по формуле:

$$S = \beta \cdot \sum_{i=1}^n \frac{h_i \cdot \sigma_{zq}}{E_i},$$

где S – полная осадка грунтовой толщи, м;

β – безразмерный коэффициент, равный 0,8;

h_i – мощность слоя грунта, м;

σ_{zq} – среднее значение дополнительного вертикального напряжения, вызванного снижением уровня подземных вод, МПа;

E_i – модуль деформации с учетом m_k .

Исходные данные и результаты расчетов приведены в таблице 1.

Как видно из таблицы суммарная осадка грунтовой толщи на участке Мемориала составила 31,02 мм. Следует отметить, что расчет осадок при водопонижении проводился без учета суффозионного выноса частиц грунта из массива при осушении, поэтому реальные осадки земной поверхности могут существенно превышать расчетные.

Таким образом, при полном водопонижении с помощью горизонтальной дренажной выработки будут наблюдаться значительные осадки, что необходимо учитывать при эксплуатации природно-технических систем.

Литература

1. Герсеванов Н. М. Собрание сочинений. Том 2. – М.: Стройвоенмориздат, 1948. – 375 с.
2. Мироненко В.А., Шестаков В.М. Основы гидрогеомеханики. – М.: Недра, 1974, 296 с.
3. Тер-Мартirosян З.Г. Прогноз механических процессов в массивах многофазных грунтов. – М.: Недра, 1986. – 292 с.
4. Тер-Мартirosян З.Г., Нурджанян С.М. Прогноз оседания поверхности земли вследствие понижения уровня грунтовых вод скважинами // Межвуз. сборник ЕрПИ. – Ереван, 1980. – серия 12, выпуск 6. – С.178 – 183.
5. Яровой Ю. И. Прогноз деформаций земной поверхности и защита городской застройки при строительстве метрополитенов на Урале. – Екатеринбург: Изд-во УрГАПС, 1999. – 258 с.

УРАН В НАТЕЧНЫХ ОБРАЗОВАНИЯХ ПЕЩЕР ХАКАСИИ КАК ИНДИКАТОР АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

Леля В. Жорняк

Научный руководитель профессор Л.П. Рихванов
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

Натечные образования пещер, защищённые от внешней эрозии, являются поразительными геологическими архивами информации об изменениях происходящих в окружающей среде с течением времени. Натечные образования в большинстве случаев представляют собой ежегодные тонкие наслоения кальцита кристаллической формы, осаждающегося из перенасыщенного раствора в процессе дегазации CO_2 . Внешне такие слои различаются по цвету и плотности, что обусловлено разностью химического состава просачивающихся вод вследствие изменения каких-либо внешних условий. Общий фон, на котором происходит большинство процессов, влияющих на формирование химического состава природных вод, а, следовательно, и натёков, создаёт климат. Установлено, что более темные слои сталактита содержат почти в два раза больше органического материала (фульво- и гуминокислот, макро частиц органического материала), чем светлые, поэтому они люминесцируют под ультрафиолетовым светом (Genty, Massault, 1999; Veunen et al., 2001; Huang et al., 2001). Интенсивность роста натечных образований пропорциональна количеству осадков и содержанию в просачивающейся воде катионов Ca^{2+} (Genty, Massault, 1999; Bourdon et al., 2003; Treble et al., 2003). Таким образом, вода несёт в себе информацию о состоянии окружающей среды, которую и накапливает формирующийся натечный кальцит.

В качестве объекта исследования выбраны натечные образования пещер Сыйского района республики Хакасии: пещеры Ящик Пандоры и Петуховская.

Целью настоящей работы является изучение элементного состава натечных образований пещер на предмет их использования в качестве индикатора антропогенной нагрузки в исследуемом районе.

Породы района сложены известняками нижнекембрийского возраста и образовались в связи с тектоническими движениями конца плейстоцена – начала четвертичного периода. Температура воздуха в пещерах относительно постоянная – около 5°C. Сталактит П2 длиной 23 мм, уже сломленный до момента отбора, был поднят из пещеры Петуховская с

глубины примерно 17 – 20 м от поверхности. Сверху пещера покрыта преимущественно лиственничным лесом с мелким кустарником.

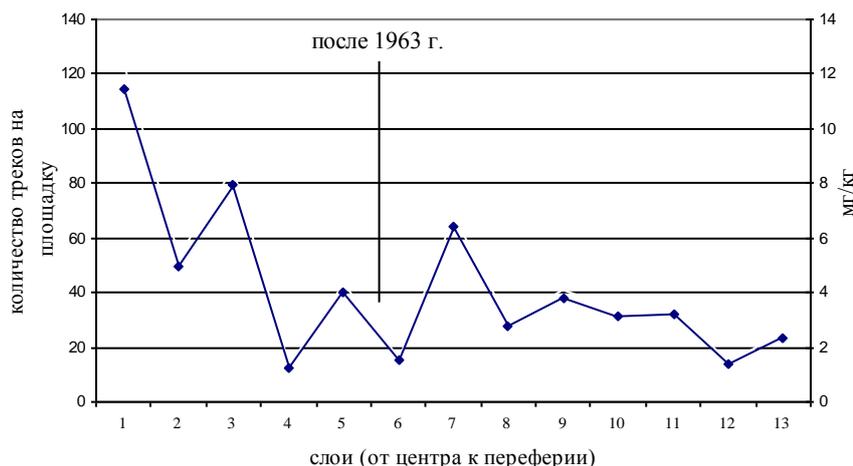


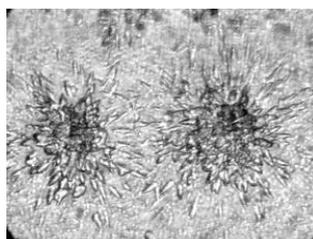
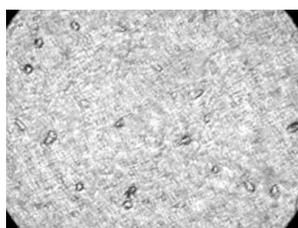
Рис. 1. Распределение содержания делящихся элементов по кольцам сталактита П2

Сталактит Я1 длиной 7 см, являющийся растущим в момент отбора, взят из пещеры Ящик Пандоры с глубины 150 м от входа. Сталактит Я3 – выветрелый, рыхлый, длиной 4 см поднят с пола на глубине 165 м от входа, но гораздо ближе к поверхности. Растительность над пещерой травянистая, изредка встречается лиственница, почвенный слой слабо сформирован.

Образцы натёков и карбонатных пород, в которых сформированы пещеры, изучались с помощью метода f-радиографии и метода инструментального нейтронно-активационного анализа (ИНАА). Метод ИНАА позволил определить химический состав образцов и выявить повышенное содержание урана в образце П2. Метод f-радиографии позволил установить уровень накопления и особенности распределения ²³⁵U и других делящихся элементов (главным образом техногенных) – Am, Pu, Np и др., появившихся в природных средах после 1945 г.

Со сталактитов были сделаны шлифы перпендикулярно оси роста, по краям которых нанесен эталон с известным содержанием урана и сверху приклеен лавсановый детектор. Приготовленные препараты облучали потоком тепловых нейтронов 10^{16} на исследовательском ядерном реакторе Томского политехнического университета. После спада наведённой активности выполнялись операции по травлению детекторов в 40% растворе КОН при температуре 60°C. После чего треки от распада делящихся элементов становились видимыми в оптический микроскоп. Подсчёт треков осуществлялся при увеличении 6,3x25x0,5 по 15 элементарным площадкам в каждом кольце. Затем выводилось среднее значение треков на одну площадку по каждому слою, и производился пересчёт количества треков в г/т с помощью эталона. Полученные результаты распределения делящихся элементов в сталактите из пещеры Петуховской представлены на рисунке 1.

В поперечном разрезе образец П2 представляет собой чередование темных и светлых слоёв кальцита, причём ширина темных – значительно больше. Известно, что в год преимущественно образуется 2 слоя (Genty et al., 1998), что обеспечивает возможность подсчёта продолжительности роста натёка. По ширине образца и количеству наслоений кальцита, можно сделать вывод, что изучаемый сталактит рос приблизительно 7 лет и, вероятно, был сломлен в результате землетрясения. Пики на графике характерны для темных слоёв с максимальной плотностью треков в центральном кольце, которая соответствует концентрации эквивалентного урана 11,4 г/т. По результатам ИНАА валовое содержание урана в образце составляет 6 г/т, содержание этого элемента в материнской породе – 1,9 г/т. Приведённые цифры указывают на то, что привнесение урана и других делящихся элементов происходило извне с атмосферными осадками и связано с атмосферным и/или поверхностным загрязнением. Уран легко подвижен в форме уранил иона (UO_2^{2+}) и его комплексов, самый важный из которых – карбонатный, и связан с органическим материалом, таким как фульво- и гуминокислоты и неорганическими коллоидами (Bourdon et al., 2003; Veunen et al., 2001). Разрушение комплексов и выпадение урана связано с падением давления CO_2 или уменьшением его концентрации в результате реакций переводящих карбонатные ионы в твёрдую фазу (Черепнин В.К., 1972). Известно, что органический материал постепенно накапливается в почве в течение летнего периода и вымывается в карстовую зону интенсивными осенними дождями (Huang et al., 2001). Это объясняет различие концентрации эквивалентного урана в сезонных слоях в пределах одного года. Общий характер распределения эквивалентного урана в сталактите отражает снижение его концентрации в период роста. Подобная тенденция распределения содержания техногенных изотопов радиоактивных элементов (⁹⁰Sr, ²⁴¹Am, ²³⁵U, ¹³⁷Cs, ¹⁴C и др.) наблюдается при изучении различных стратифицированных образований (кольца деревьев, ледники, торф, донные отложения, сталагмиты). Такая зависимость отражает общий спад активности, связанный с уменьшением содержания делящихся элементов в окружающей среде вследствие прекращения после 1963 г. ядерных испытаний в атмосфере, проводимых СССР, США и Великобританией. Так, D. Genty и M. Massault (1999) выявили, что ежегодные слои сталагмитов из трёх разных регионов (Бельгия, Словения, Франция) чётко отражают изменения содержания бомбового ¹⁴C в атмосфере, начиная с 50-х годов. Принимая во внимание эти данные, можно предположить, что исследуемый сталактит образовался в период 60 – 70-х г.г. Точное определение возраста данного образца сейчас не представляется возможным вследствие недостаточного количества материала.



Исследование «растущего» сталактита Я1 из пещеры Ящик Пандоры методом f-радиографии, показало преимущественно равномерное распределение треков в образце, что соответствует содержанию эквивалентного урана около 0,4 г/т (рис. 2а). Такой характер распределения, как и в первом случае, говорит о рассеянной форме нахождения урана в кальците. Однако в одном из центральных слоёв сталактита зафиксированы «звёзды» треков, которые указывают на наличие микровключений делящихся элементов (рис. 2б). Возраст сталактита, подсчитанный по ежегодным слоям, составляет, приблизительно, 22 – 26 лет, то есть формирование центральных колец приходится на начало 80-х годов. Содержание урана в материнской породе из этой пещеры по данным ИНАА составляет 0,1 г/т.

Результаты исследований сталактита Я3 показывают весьма равномерное распределение треков по всему срезу, соответствующее концентрации урана 0,26 г/т. По внешним признакам, таким как трещиноватость и рыхлость, можно с уверенностью сказать, что сталактит имеет гораздо больший возраст по сравнению с другими образцами. Это позволяет отнести его к доиндустриальной эпохе и использовать его характеристики как фоновые.

Таким образом, исследования позволяют сделать вывод, что натечные образования отражают изменения антропогенной нагрузки на окружающую среду и могут использоваться в качестве индикаторов такого воздействия.

Литература

1. Геохимия и типы месторождений урана. – Томск: Изд-во ТГУ, 1972. – С. 64.
2. B. Bourdon, G. M. Henderson, C. C. Lundstrom and S. P. Turner. U-series Geochemistry, Reviews in Mineralogy and Geochemistry, Volum 52, Geochemical society and Mineralogical society of America, 2003.
3. Dominique Genty and Marc Massault, Carbon transfer dynamics from bomb ^{14}C and d^{13}C time series of a laminated stalagmite from SW France-Modelling and comparison with other stalagmite records, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1999. – Vol. 63, No. 10. – P. 1537 – 1548.
4. D. Genty, B. Vokal, B. Obelic., M. Massault . Bomb ^{14}C time history recorded in two stalagmites – importance for soil organic matter dynamics and bomb ^{14}C distribution over continents. *Earth and Planetary Letters*, 160. – Elsevier Science, 1998. – P. 795 – 809.
5. Philip van Beynen, Rick Bourbonniere, Derec Ford, Henry Sshwarcz, Causes of color and fluorescence in speleothems, *Chemical Geology* 175, 2001. – P. 319 – 341.
6. Pauline Treble, J.M.G. Shelley, John Chapell, Comparison of high resolution sub-annual records of trace elements in a modern (1911-1992) speleothem with instrumental climate data from southwest Australia, *Earth and Planetary Science Letters* 216, 2003. – P. 141 – 153.
7. YiMing Huang, Ian J. Fairchild, Andrea Borsato, Silvia Frisia et al., Seasonal variation in Sr, Mg and P in modern speleothems (Grotta di Ernesto, Italy), *Chemical Geology* 175, 2001. – P. 429 – 448.

ГЕОХИМИЧЕСКАЯ СПЕЦИАЛИЗАЦИЯ ПОЧВО-ГРУНТОВ ГОРОДА ТОМСКА

Лина В. Жорняк

Научный руководитель доцент Е.Г. Язиков
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

В городах с развитой промышленностью очень важной стала детальная эколого-геохимическая характеристика почв, которые являются долговременной депонирующей средой. Почва находится на пересечении всех путей миграции химических элементов и является наиболее чутким индикатором геохимической обстановки в ландшафте.

Детальные исследования почво-грунтов г. Томска проводились сотрудниками кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета в период с 1990 по 1993 г.г. Пробы почв анализировались с использованием ряда количественных и полуквантитативных методов анализа. По результатам исследований опубликованы монография (Рихванов и др., 1993) и учебное пособие (Рихванов, Язиков и др., 1993).

По данным, полученным в 1993 году, в г. Томске по суммарному показателю загрязнения выделяются районы с низким, средним и сильным загрязнением почво-грунтов города химическими элементами 1, 2 и 3 классов опасности. По величинам этого показателя дан прогноз заболеваемости детского населения города (рис. 1).

На территории г. Томска располагаются предприятия различные по специфике производства: предприятия нефтехимической промышленности (ТНХК, Шпалопропиточный завод); металлообрабатывающее производство (Томский инструментальный завод, Томский электромеханический завод и др.); предприятия химического цикла (Фармацевтический завод) и др. В связи с этим, районы города отличаются особенностями накопления в почвах различных химических элементов. Так, например, для Октябрьского района г. Томска характерно обогащение почво-грунтов щелочными и редкоземельными элементами (Ba, Sr, Y, Yb и др.), а также Pb, тогда как «геохимическое лицо» Кировского района представлено W, Mo, Cr, Sn, Hg; Советского – Cr, Cu и Ленинского – V, Sc, Pb и Bi. Внутри районов отчетливо просматриваются микрорайоны с высокими содержаниями химических компонентов в почво-грунтах. Например, почво-грунты микрорайона Спичечной фабрики содержат существенные концентрации P, Mn, Ti, Zn (Рихванов и др., 1993).

Весной – летом 2004 г. в районах расположения промышленных предприятий автором отобраны пробы почво-грунта. Объектами исследований выбраны 16 промышленных предприятий города: Кировский район – Томский электромеханический завод (ТЭМЗ), Томский электроламповый завод (ТЭЛЗ), ЗАО «Томский инструмент» (ТИЗ), Кирпичный завод, Радиотехнический завод (РТЗ); Советский район – ГРЭС-2, Манометр, Сибэлектромотор, Эмальпровод; Октябрьский район – Приборный завод, Вирион, Сибкабель, Спичечная фабрика; Ленинский район – Фармацевтический завод, Дрожжзавод, Шпалопропиточный завод.

Определение химического состава почво-грунтов проводилось методом атомно-эмиссионного анализа с индуктивно-связанной плазмой (ИСП) в ЦНИЛ АО «КГРК» г. Кара-Балта, Кыргызская Республика и инструментальным нейтронно-активационным анализом (ИНАА), выполненным в ядерно-геохимической лаборатории Томского политехнического университета на базе научно-исследовательского ядерного реактора.

Анализируя полученные данные можно сделать вывод, что в Кировском районе города по-прежнему сохраняются повышенные содержания тех же элементов, установленные в 1993 г., в Советском районе так же кроме Cr и Cu наблюдаются повышенные содержания W. Октябрьский район отличается повышенными содержаниями Mn, Sr, Ti (отсутствуют аномалии по P, Zn и Ba), Ленинский район – Pb, Zn, Ba, Mn, Sr, P (отсутствуют аномалии по V, Sc и Bi). Таким образом, в среднем по городу произошло накопление в почво-грунтах ряда химических элементов по сравнению с 1993 годом, а именно: увеличились содержания Mn, P, Co, Mo, Pb, V, W, а содержания Ba, Cr, Zr, Cu, Ni, Sc, Sr, Y, Th уменьшились.

В каждом районе города располагаются ряд промышленных предприятий, почво-грунт вокруг которых так же имеет специфику накопления тех или иных микроэлементов.

Результаты анализов представлены в виде гистограмм, выполненных по средним значениям содержаний (рис. 2).

Согласно построенным гистограммам распределения элементов в почво-грунтах, предприятия по схожему набору специфичных элементов можно попытаться объединить в группы:

- 1) ТЭЛЗ, ТИЗ, ТЭМЗ – характерные элементы – Cr, Mo, W, Zn;
- 2) РТЗ, Кирпичный завод – характерны Mn, V, Ti;
- 3) Манометр, Сибэлектромотор – Cr, Mo, Sb;
- 4) Вирион, Приборный завод – Co, Ni, V, Sc, Ti;
- 5) ГРЭС-2 отличается повышенными относительно средних значений содержаниями As, Be, P, Mn;
- 6) Эмальпровод – As, Cu, Sb (аномалия по Cu возникает, скорее всего, вследствие истирания троллейбусных проводов);
- 7) Спичечная фабрика – Mn, P, Sn;
- 8) Сибкабель – Se;
- 9) Фармацевтический завод – Se, Br;
- 10) Дрожжзавод – As, Mn, Sr, Zn, P, Sn;
- 11) Шпалопропиточный завод – As, Mn, Sr, Co, Cu, Se, Ni, Sb, V, Sc. Такой широкий спектр элементов наблюдается скорее всего вследствие ландшафтных условий. В этом районе пониженный рельеф и не исключено влияние поверхностного стока ливневых и талых вод.

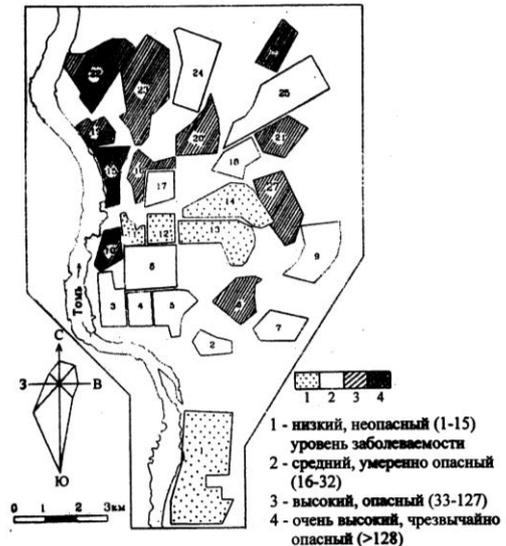
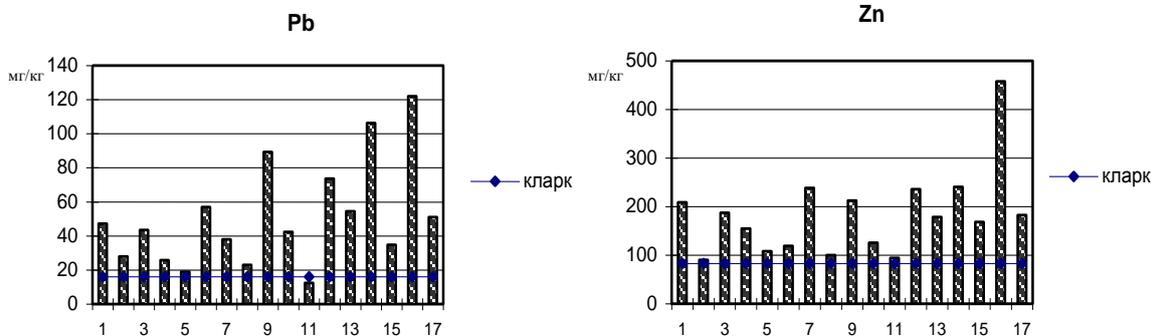


Рис. 1. Схема прогнозирования заболеваемости детей г. Томска по СПЗ почв тяжелыми металлами



1 – ТЭМЗ; 2 – ТЭЛЗ; 3 – ТИЗ; 4 – РТЗ; 5 – Кирпичный з-д; 6 – Манометр; 7 – ГРЭС-2; 8 – Сибмотор; 9 – Эмальпровод; 10 – Вирион; 11 – Приборный з-д; 12 – Спичфабрика; 13 – Сибкабель; 14 – Шпалопропиточный з-д; 15 – Фармзавод; 16 – Дрожжзавод; 17 – Среднее по г. Томску (2004г)

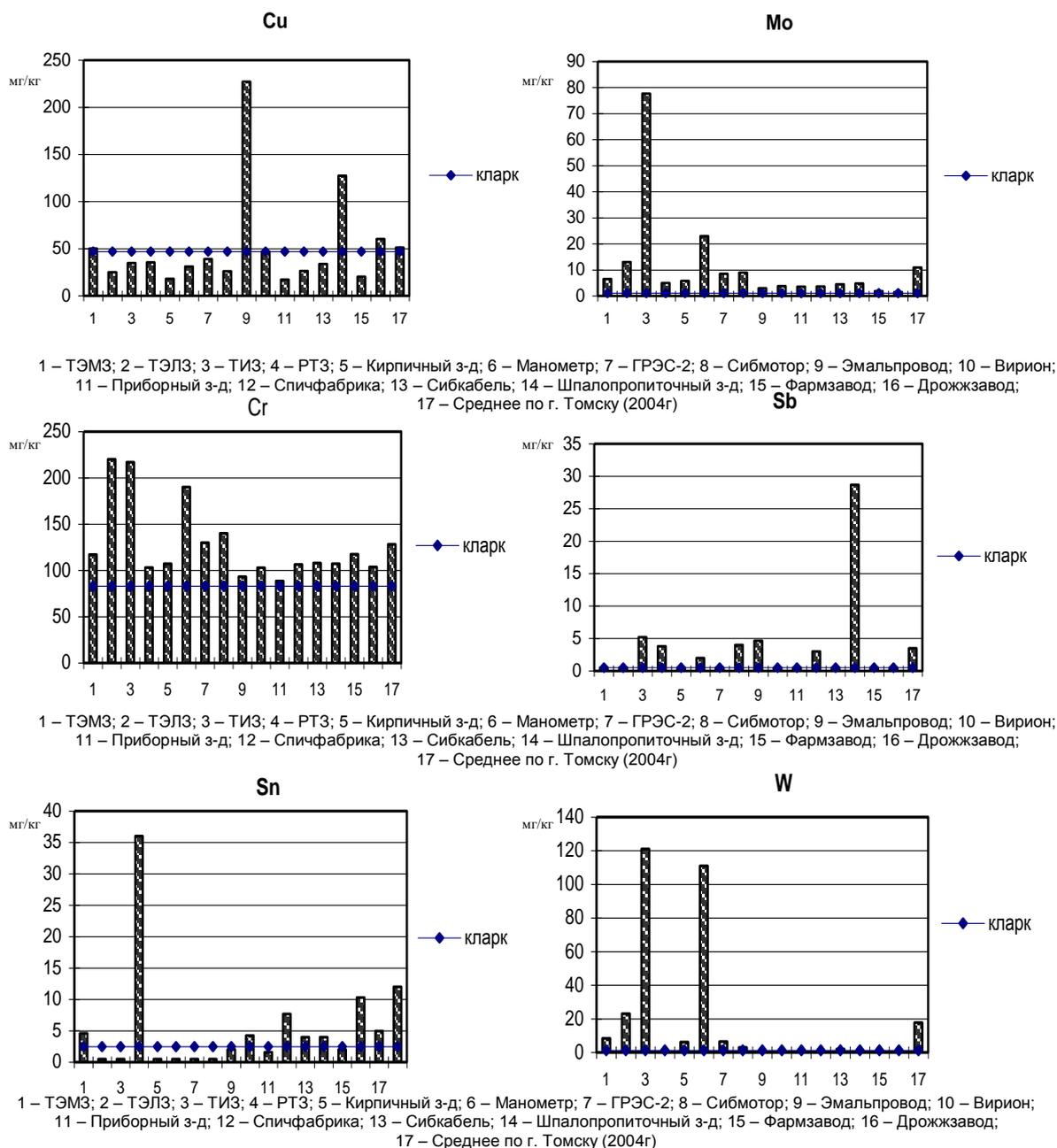


Рис. 2. Гистограммы распределения микроэлементов в почво-грунтах в зонах влияния предприятий

Характер распределения редких, редкоземельных и радиоактивных элементов примерно одинаковый – на общем фоне отличаются пониженными относительно средних по городу содержания данных элементов в почво-грунтах Манометрового завода, ГРЭС – 2 и Сибэлектромотора.

Практически вокруг каждого предприятия в почво-грунтах наблюдаются превышения ПДК по Рb, особенно в районе Эмальпровода, Шпалопропиточного завода и Дрожжзавода. Это связано с постоянным воздействием автотранспорта.

С помощью геохимического кларка элементов в земной коре (по А.П. Виноградову, 1962) и кларка ноосферы (по Глазовской М.А.; Глазовскому Н.Ф., 1982) были рассчитаны кларки концентраций выявленных элементов в почво-грунтах, построены ассоциативные геохимические ряды в целом для города: 1) $Se_{520} \rightarrow W_{14} \rightarrow Mo_{10} \rightarrow As_{8,2} \rightarrow Yb_8 \rightarrow Sb_7 \rightarrow Hf_6 \rightarrow Pb_3 \rightarrow Br_{2,5} \rightarrow Zn_{2,2} \rightarrow Sn_2 \rightarrow Cr_{1,5} \rightarrow P_{1,4} \rightarrow Cu_{1,1}$; 2) $Se_9 \rightarrow Sb_{14} \rightarrow W_{14} \rightarrow Ba_{12} \rightarrow Mo_{10} \rightarrow As_{4,6} \rightarrow Pb_{4,2} \rightarrow Zn_4 \rightarrow Zr_{3,3} \rightarrow Cr_{2,7} \rightarrow P_{2,6} \rightarrow Hf_{2,3} \rightarrow Cu_{1,8} \rightarrow Co_{1,7} \rightarrow Mn_{1,7} \rightarrow Yb_{1,5} \rightarrow Be_{1,4} \rightarrow Sc_{1,2} \rightarrow V_{1,16} \rightarrow Ti_{1,14} \rightarrow U_{1,06} \rightarrow Sn_{1,01}$.

Проведенные исследования позволили:

1. Уточнить и подтвердить ранее полученные результаты на более детальном уровне. Произошло снижение высоких концентраций Вi, выявленных в 1993 году в Ленинском районе до значений меньших порога обнаружения анализа. Можно сказать, что произошло самоочищение почв по Вi;

2. Выявить специфику предприятий; наметить пути дальнейших исследований. В частности, предстоит выяснить, с чем связаны аномально высокие концентрации некоторых элементов, например Sb в районе Шпалопропиточного завода.

3. Провести оценку токсичности некоторых проб почво-грунтов г. Томска с использованием *Drosophila melanogaster* (исследованы 6 проб). Получены следующие результаты: на показатель «соотношение полов» пробы не оказали воздействие по сравнению с контролем (соотношение самок и самцов должно быть примерно 50/50 (допускается 55/45)); в 5 случаях из 6 пробы почво-грунтов негативно повлияли на тест-объект, вследствие чего увеличилось количество морфозов, и появились мушки с мозаиками, которые были обнаружены при биотестировании проб, отобранных в районе ТЭМЗа, ТЭЛЗа и РТЗ, что говорит не только о тератогенном, но и о мутагенном воздействии проб (Жорняк, 2004).

Литература

1. Жорняк Л.В. К вопросу биотестирования почвогрунтов территорий промышленных предприятий г. Томска с использованием *Drosophila melanogaster* // Проблемы геологии и освоения недр: Труды VIII Международного научного симпозиума студентов, аспирантов и молодых ученых им. акад. М.А.Усова. – Томск: Изд-во НТЛ, 2004. – С. 722 – 725.
2. Жорняк Л.В. Микроэлементы в почво-грунтах урбанизированных территорий (на примере г. Томска) // Экология Южной Сибири и сопредельных территорий: Труды VIII Международной научной школы-конференции студентов и молодых ученых. В 2-х т./ Отв. ред. В.В. Аношин. – Абакан: Изд-во ХГУ им. Н.Ф.Катанова, 2004. – Т. II. – С.12 – 13.
3. Рихванов Л.П., Язиков Е.Г., Сарнаев С.И. Содержание тяжелых металлов в почвах: Учебное пособие. – Томск: Изд-во ТПУ, 1993. – 84 с.

ПРИЧИНЫ ВОЗНИКНОВЕНИЯ РИСКА ДЕФОРМАЦИИ И ОБРУШЕНИЯ ЗДАНИЙ Е.В. Завтур

Научный руководитель доцент В.А. Домаренко
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

В связи с нарастающей в последние десятилетия интенсификацией опасных геологических процессов обеспечение безопасности людей и городских сооружений становится все более острой, а во многих случаях неотложной задачей. Вместе с тем потребность практического решения указанной проблемы в целом, к сожалению, возникает, как правило, только при уже наступившей чрезвычайной ситуации (Дзекцер, 2004). Поэтому оценку риска опасности деформации и обрушения здания необходимо проводить еще на стадии проектирования и корректировать в процессе строительства и эксплуатации конструкции.

Следует отметить, что экосистема постоянно стремится к равновесному состоянию и в природе обязаны существовать механизмы, действие которых направлено на ликвидацию нарушений в экосистеме и поддержание ее равновесия при любых внешних воздействиях. Объекты техносферы (в данном случае здания) также являются источниками внешнего воздействия, поэтому можно считать классическими все примеры разрушения компонентов техносферы такие, как повреждения фундаментов и стен зданий, подземных сооружений, коррозия кабельных коммуникаций и другие. Человек при помощи различных инженерно-технических решений может существенно снизить скорость разрушения сооружения, но остановить процесс разрушения полностью не удастся (Кожевина, 1999).

На один и тот же объект в условиях эксплуатации застроенной территории могут действовать одновременно и/или последовательно несколько геологических процессов часто в сочетании с техногенными.

Одним из природных явлений, ускоряющих износ зданий, является микробная система. Микроорганизмы постепенно разлагают основания сооружений, устраняя, таким образом, последствия воздействия, нарушающего потоки вещества и энергии (Кожевина, 1999).

Однако более интересным и, в отличие от природных воздействий, практически полностью устранимым является риск деформаций и обрушения зданий под влиянием человеческого фактора. В данном случае под человеческим фактором понимаются грубые нарушения в проектировании и строительстве зданий.

Таблица 1

Виды ситуаций внутри штатной и риск их перехода в нештатную ситуацию

Вид ситуации	Категория опасности	Характеристика ситуации	Риск перехода штатной ситуации в нештатную, %	Контроль
				Мероприятия
Спокойная	0	Уверенно и устойчиво безопасная	Возможен, но весьма маловероятен до 5%	Общий контроль на основе предусмотренных мониторинговых наблюдений (м.н.). -
Настороженная	1	Относительно уверенно и относительно устойчиво безопасная; проявляются неявные (нечеткие) признаки угрозы объекту, но его неблагоприятная реакция отсутствует или не вызывает беспокойства.	Вероятен до 25%	Контроль на основе выборочных м.н.
				Предупредительные, отдельные

Терпимая	2	Неуверенно и часто неустойчиво безопасная; появились отдельные явные признаки угрозы опасных воздействий на объект, его реакция начинает вызывать беспокойство, но еще не нарушает общего состояния и условий эксплуатации.	Равновероятен до 50%	Контроль на основе выборочных целевых м.н.
				Предупредительные, ограниченные
Предкритическая	3	Неуверенно и неустойчиво безопасная; усиливаются (по количеству и по размеру) явные признаки угрозы опасных воздействий на объект, а его реакции по значениям своих показателей расположены вблизи критической границы, возможна тенденция сближения с ней.	Скорее возможен, чем нет до 75%	Адресный контроль по полному комплексу м.н.
				Предупредительные, их расширенный комплекс, отдельные защитные.
Критическая	4	Предельное состояние относительной безопасности объекта; многочисленные проявления и возникновение новых неявных признаков угрозы опасных воздействий на объект, а его реакция по значениям своих показателей находится на критической границе – грани, отделяющей критическую ситуацию от аварийной.	Вероятен до 90%	Усиленный контроль по полному комплексу м.н.
				Предупредительные в сочетании с защитными.
Аварийная	5	Состояние реализующейся опасности в виде нарушений физического состояния объекта и/или условий его эксплуатации, возможно формирование угрозы соседним объектам, элементы остаточной безопасности исчезают.	до 100%	Оперативный контроль за процессом развития аварии и ее ликвидацией.
				Противоаварийные, защитные.

К сожалению, в нашей стране нарушения при строительстве зданий встречаются очень часто и основными из них являются:

1. Применение строительных материалов низкого качества, однако, данное нарушение не всегда происходит по вине строителей, а является намеренным или ненамеренным браком изготовителей.

2. Нарушение технологий строительства в зимний период.
3. Нагруженность узких простенков наружных и внутренних стен в средней части здания, которая в период оттаивания кладки приводит к возникновению в ней напряжений, близких к предельным или превышающим последние. Так если к выше описанной нагрузке добавится затяжная оттепель, при которой возникает замедленный процесс оттаивания кладки внутренних конструкций, обрушение средней части здания становится неизбежным.

4. Использование разных материалов по характеристикам усадки для возведения наружных и внутренних стен. В результате такого серьезного недочета возникают трещины различной величины в стенах здания.

5. И самым страшным и опасным нарушением является намеренное уменьшение глубины заложения фундамента (свайного или ленточного) по сравнению с проектной. Примером такой халатности, повлекшей за собой возникновение аварийной ситуации, являются дома в городе Томске, расположенные по адресам: Иркутский тракт – 91 и ул. Б. Подгорная – 21.

На Иркутском тракте под строительство дома частично был засыпан овраг и возведена подпорная стена. Глубина насыпного грунта составляет семь с небольшим метров, в то время как реальная средняя длина свай составляет восемь метров. В результате в настоящее время дом находится в аварийном состоянии.

На ул. Б. Подгорная в недостроенном здании образовалась трещина в средней части. Дом возводился в очень сложных геологических условиях. Геологический разрез на данном участке представлен следующими грунтами:

- 1 – насыпной мягкопластичный суглинок с включением строительного мусора;
- 2 – супесь синева-серого цвета текучей консистенции с включением гравия до 10%;
- 2а – суглинок мягкопластичной консистенции;
- 3 – супесь синева-серого цвета текучей консистенции с включением гравия;
- 4 – песок гравийный водонасыщенный;
- 5 – грунт гравийный водонасыщенный с песчаным заполнителем до 25 – 30 %;
- 6 – глина полутвердой консистенции.

По результатам обследования причин образования трещины выяснилось, что сваи заглублены в среднем до отметки в 6,5 м и их естественным основанием являются грунты и.г.э. №3 и №4. Поэтому для увеличения несущей способности здания было рекомендовано опустить основание свай до гравийного пятого слоя.

Конечно, все перечисленные нарушения в строительстве делаются с намерением сократить расходы. Однако вызывает только сожаление то, что некоторые ради собственной наживы готовы рисковать жизнью и здоровьем других людей.

В таблице 1 представлены основные категории опасностей внутри штатной и риск их перехода в нештатную ситуацию. Под штатной ситуацией подразумевается – период устойчивого сохранения на застроенной территории необходимых условий проживания (качества жизни) путем создания и поддержания соответствующей городской среды.

Данные категории опасности, предложенные Е.С. Дзекцером, необходимы для своевременного определения уровня контроля и характера мероприятий, необходимых на рассматриваемой территории, что предотвратит переход штатной ситуации в нештатную.

И в заключении хотелось бы высказать несколько пожеланий строительным организациям и людям их контролирующим:

1. Соблюдать нормативные требования возведения и эксплуатации зданий.
2. Усилить контроль над строительными организациями и производителями стройматериалов.
3. Производить своевременное обследование зданий при строительстве и эксплуатации.
4. Производить оценку риска деформаций и обрушения на стадии проектирования.

Литература

1. Анализ причин аварий и повреждений строительных конструкций / Под ред. А.А.Шишкина. – М: Издательство литературы по строительству, 1964. – Вып. 2.
2. Е.С.Дзекцер Геологическая безопасность города в условиях штатной ситуации – основа его устойчивого развития // Геоэкология. – М., 2004. – №2. – С.167 – 175.
3. Л.С.Кожевина Механизмы обеспечения устойчивости геологической среды в условиях внешнего воздействия // Геоэкология. – М., 1999. – №2. – С.111 – 116.

ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ДЕЙСТВИЯ ЗОЛОВЫХ ПРОЦЕССОВ НА СЕЛЕНГИНСКОМ СРЕДНЕГОРЬЕ

Н.Ф. Иванов

Научный руководитель профессор Т.Т. Тайсаев
Бурятский государственный университет, г. Улан-Удэ, Россия

На территории Забайкалья дефляция активно проявилась в условиях холодного и сухого климата плейстоцен-голоцена в перигляциальных ландшафтах – степях, полупустынях, тундростепях (Равский, 1972; Тайсаев, 1982; Базаров, 1986; Иметхенов, 1987). Горные хребты выступая в виде мощных барьерных зон на пути господствующих северо-западных ветров, перехватывали большую часть осадков и способствовали формированию холодных иссушающих ветров-фенов. Особенно сильные ветры дули по антецендентным речным долинам северо-западного и меридионального направлений. В Забайкалье выделяются три основных этапа активизации эоловых процессов: ранний и средний в верхнем плейстоцене и поздний в середине голоцена (Антощенко-Оленёв, 1982).

Активной дефляции подвергались днища впадин, особенно со стороны северо-западных и северных бортов. Дефляции в перигляциальных ландшафтах благоприятствовали интенсивные процессы физического, криогенного, солевого выветривания, широкое развитие разрывных нарушений и неоднородность литологического состава пород, выполняющих впадины, развитие мел-палеогеновых химических кор выветривания и зон дезинтеграции на гранитоидных массивах (Антощенко-Оленёв, 1982). Интенсивной эоловой переработке подвергались отложения наземных дельт, конусов выноса, аллювиальные и аллювиально-озерные пески.

В межгорных впадинах широко представлены формы рельефа связанные с эоловой денудацией и аккумуляцией: котловины выдувания, дефляционные коридоры и останцы, барханные и дюнные цепи и др. Котловины выдувания в больших межгорных впадинах образуют дефляционные коридоры длиной в несколько километров. Один из таких коридоров находится в Гусиноозерской впадине и достигает 10 км в длину. В его состав входит серия котловин выдувания, площадь самой крупной из которых равна 9 км², а глубина 70 метров. При образовании этой котловины в результате криогенно-эоловых процессов было вынесено ветрами около 5 км³ горных пород (песок, суглинки, соли) на северо-западные склоны хр. Моностой. Вынесенный материал образовал на склонах хребта широкие предгорные эолово-делювиально-пролювиальные шлейфы.

С древней эоловой деятельностью связано образование солевых горизонтов, которые сформировались в перигляциальных условиях при интенсивной криогенной метаморфизации озерных вод и умеренном выносе солей ветром. В пределах Селенгинского среднегорья насчитывается более 20 небольших соленых (гуджирных) озер приуроченных к котловинам выдувания. В этих озерах наблюдается образование донной соды, мирабилита, галита, залежи которых разрабатывались с XVII до середины XIX в. В Восточном Забайкалье известны Доронинская, Борзинская, Ононская группы соленых и горько-соленых озер. Некоторые из них содержат пласты грязевых отложений, имеющих бальнеологическую ценность. Многие соленые озера и грязи Забайкалья представляют большой минеральный и лечебный потенциал для регионов Южной Сибири.

Ландшафты областей верхнеплейстоценовых дефляций отличаются высокой биологической продуктивностью – хорошими охотничьими и пастбищными угодьями, обилием рыбы и птиц. Эти ландшафты определили историю хозяйства и культуру человека, политику современного землепользования (Тайсаев и др., 1997).

С эолово-криогенными процессами на мезо-кайнозойских базальтовых покровах Забайкалья связаны эоловые, эолово-пролювиальные россыпи халцедона, агата и других самоцветов. Такие россыпи известны в Еравнинской, Тугуйской и других впадинах. В Еравнинской лесостепи в бассейне р. Тулдуни был центр каменной индустрии древнего человека (Тайсаев и др., 1997).

Современный этап развития эоловых процессов, на территории Селенгинского среднегорья характеризуется усилением антропогенной нагрузки на ландшафты межгорных впадин, а также аридностью климатических условий (сходных с прошлыми этапами).

Хозяйственная деятельность человека в середине XX века приобрела катастрофический характер. Нерациональное использование ресурсов котловинных геосистем привело к снижению их устойчивости, в результате

чего скорость дефляции многократно возросла. В начале века, на юге среднегорья, эоловые пески отмечались лишь отдельными небольшими очагами, а уже в середине века их площадь возросла до сотен тысяч гектар. В настоящее время здесь находится около 1500 очагов, пунктов и площадей движущихся и слабозаросших песков; из них на долю барханных, дюнных и кучевых песков приходится свыше 600 участков. В результате движения песков заносится более 100 населенных пунктов, около 130 рек, большое количество участков шоссейных и грунтовых дорог, а также 6 озер (Иванов, 1966; Волошин, 2000).

Современная эоловая деятельность оказывает негативное влияние на сельское хозяйство региона. При интенсивной антропогенной нагрузке на геосистемы котловин: распашке песчаных почв, чрезмерной нагрузке на пастбища, добыче полезных ископаемых и др., происходит переход песков из разряда закрепленных в незакрепленные, которые под действием ветровых потоков становятся подвижными.

В весеннее время движущиеся пески заносят большие площади пашен занятые различными посевами, тем самым препятствуя всходу. Во многих южных районах поля площадью в несколько сотен гектар были переведены в категорию бросовых. В результате интенсивного движения песков также выводятся из сельскохозяйственного оборота пастбища и луга, так как их растительность засыпается, меняя свой видовой состав на более малоценные травы. Образование и развитие барханов, кучевых песков и котловин выдувания приводит к расчленению ранее ровных участков котловин, делая их неудобными для различного хозяйственного использования.

Обеднение сельскохозяйственных угодий происходит двумя путями: при постепенном заносе и засыпании их движущимися песками, сносимыми с соседних песчаных пашен и оголенных площадей пастбищ, и при непосредственном проявлении и развитии на них сильной дефляции. Эти причины резко ухудшают непрерывное самовосстановление растительного покрова. Он становится чахлым, редким и в нем появляется много ксерофитных форм.

Таким образом, ухудшение сельскохозяйственных угодий ведет к серьезным препятствиям в развитии экономики республики.

Весьма ощутимый вред движущиеся пески наносят населенным пунктам, расположенным в районах мощных песчаных отложений. В результате их засыпания происходит переселение людей с наветренных окраин поселка в подветренные, а иногда и всего населенного пункта в другое место. В некоторых населенных пунктах дома занесены песками под самую кровлю, а в оградах мощность песков достигает 3 метра. Развитию заносов способствуют распашка песчаных почв, уничтожение вокруг села зеленых насаждений и степной растительности.

Особенно сильному и интенсивному заносу подвергаются дома и хозяйственные постройки, находящиеся в северной оконечности сел, а также изгороди и переулки, расположенные перпендикулярно ветропесчаному потоку. В долине реки Чикой, заносится более 20 населенных пунктов, а в долине Селенги, по правобережью, заносам подвергаются практически все населенные пункты. Семнадцать пунктов под давлением надвигающихся на них песков были переселены в другую местность.

Эоловая деятельность оказывает негативное влияние и на здоровье людей. Во время сильных и продолжительных ветров мельчайшие минеральные частицы песка окутывают весь населенный пункт. Пыль раздражает верхние дыхательные пути человека способствуя развитию легочных и глазных заболеваний. Особенно пыль беспокоит города Кяхту, Улан-Удэ, ст. Дивизионную, Наушки, села Тарбагатай, Подлопатки, Онохой, Нижний Жирим, Окино-Ключи и многие другие.

Движение песков и дефляция почв приносят значительный вред водным источникам и ирригационным сетям. Пески постепенно засыпают множество притоков р. Селенги, около 100 из которых полностью пересохли.

Огромный вред движущиеся пески наносят древесной и кустарниковой растительности. В результате заносов сосновые леса уменьшают площадь, деревья погибают (урочище Манхат Элысу и др.).

Страдает от подвижных песков и дорожное хозяйство. Шоссейные и грунтовые дороги значительно способствуют образованию подвижных песков и их форм в результате разрыхления маломощного слоя почв без предварительного создания зеленых зон вдоль трассы, закрепления рабочих выемок. По глубоким бороздам, направленным вдоль преобладающего направления ветра, выносятся пылеватые частицы и песок, отлагающиеся по бокам борозд, у изгибов, подъёмов и спусков.

Эоловые пески оказывают негативное влияние на функционирование линий связи. Радио - телефонные линии связи, проложенные среди движущихся песков, через сравнительно короткий период приходят в негодность. В результате движения песков происходят два процесса, влияющие на искривление линии: одностороннее давление большой массы песка при заносах столбов и выдувание их оснований по мере продвижения барханных форм.

Таким образом, эоловые процессы являются одним из активных агентов образования рельефа, осадконакопления и формирования ландшафтов на территории Селенгинского среднегорья.

Литература

1. Антощенко-Оленёв И.В История природных обстановок и тектонических движений в позднем кайнозое Западного Забайкалья. – Новосибирск: Наука, 1986. – 181 с.
2. Базаров Д. Б. Кайнозой Прибайкалья и Западного Забайкалья. – Новосибирск: Наука, 1986. – 181 с.
3. Волошин А.Л., Тулохонов А.К., Гомбоев Б.О. Субрегиональная программа по борьбе с опустыниванием в семиаридных и сухих субгумидных землях Забайкалья. – Улан-Удэ: Изд-во БИП, 2000. – 198 с.
4. Иванов А. Д. Эоловые пески Западного Забайкалья и Прибайкалья. – Улан-Удэ: Бурят. кн. Изд-во, 1966. – 354 с.
5. Олюнин В.Н. Происхождение рельефа возрожденных гор. – Москва: Наука, 1972. – 336 с.
6. Равский Э.И. Осадконакопление и климаты внутренней Азии в антропогене. – Москва: Наука, 1972. – 334 с.
7. Тайсаев Т.Т., Цыдыпова Т.Б., Юндунов Х.И. Эоловые процессы и геохимические особенности ландшафтов межгорных впадин Прибайкалья и Забайкалья // Вестник Бурятского Университета. Серия 3. География, геология. Выпуск 1. – Улан-Удэ: Изд-во БГУ, 1997. – С. 145 – 154.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ОБЪЕКТАХ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ РАЙОНА АКТАШСКОГО ГОРНО-МЕТАЛЛУРГИЧЕСКОГО ПРЕДПРИЯТИЯ (ГОРНЫЙ АЛТАЙ)

А.Ю. Иванов

Научный руководитель доцент В.В. Ершов
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

Акташское горно-металлургическое предприятие (АГМП) в период 1942 – 1990 гг. отрабатывало одноименное ртутное месторождение, из руд которого было получено 3700 т металлической ртути марки Р-1, Р-2. В конце 80-х годов, в связи с погашением разведанных запасов месторождения, АГМП перешло на переработку ртутьсодержащих отходов (PCO), поступающих от промышленных предприятий Сибирского и Уральского регионов (Новосибирск, Славгород, Усолье-Сибирское и др.).

Промзона АГМП, расположенная в 10 км восточнее поселка Акташ, в верховье р. Ярлыамры на юго-западном макросклоне Курайского хребта, включает металлостроительный завод, административно-бытовой комплекс и другие здания, полигон для хранения PCO, терриконы металлургических шлаков (огарков), отстойник технологических вод, штольневые отвалы пустых пород и некондиционных руд и пр.

Основными факторами влияния АГМП на экологическое состояние объектов окружающей природной среды (ОПС) являются выбросы из трубчатой печи загрязняющих веществ в атмосферный воздух и размещение неочищенных технологических вод в отстойнике, не имеющем гидроизоляционного экрана, откуда они попадают в водные объекты.

К другим значимым экологическим факторам относятся воздействия твердых отходов производства – рудных огарков, используемых при обжиге как инертный материал, а также отвалов пустых пород и некондиционных руд, содержащих повышенные и аномально высокие концентрации комплекса тяжелых металлов 1 – 3 классов токсичности (Hg, As, Sb, Zn, Cu и др.). В настоящее время в промзоне АГМП на необорудованной площадке в пойме р. Ярлыамры хранится 1,8 млн. тонн рудных огарков, а в ее северном борту около 5 млн. тонн штольневых отвальных пород и руд.

В 90-е годы ФГУП «Алтай-Гео» в районе промзоны предприятия и пос. Акташ были проведены геоэкологические исследования разной детальности – от региональных (ГЭИК – 1000) до детальных эколого-геохимических работ применительно к масштабу 1:25000 (Фалалеев, 1992). В разные годы в районе АГМП проводились различные по тематике научно-исследовательские работы (Жапаев, 1990; Старыгин, Семенов, 2004).

В 2004 г. Алтайским региональным институтом экологии начат мониторинг состояния окружающей природной среды района АГМП. Полученный с участием автора фактический материал этой работы положен в основу настоящей статьи, целью которой является уточнение уровней присутствия в основных природных средах района токсичных тяжелых металлов (ТМ), присутствующих в перерабатываемых PCO и в рудных огарках.

Следует отметить, что в рамках мониторинговых работ был впервые изучен химический состав поступающих на переработку PCO (Робертус и др., 2005). По особенностям вещественного состава их можно условно разделить на три типа – собственно ртутьсодержащие отходы с природной алюмосиликатной основой и их разности с повышенным и аномально высоким содержанием Ni, Li, Ag, Sn, Cu, возможно представляющих собой отходы переработки руд, содержащих литий и медь (таблица 1).

Таблица 1

Вещественный состав (мг/кг) ртутьсодержащих отходов, перерабатываемых на АГМП в 2004 г.

Типы PCO (n)	Si,%	Al,%	Ca,%	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb	Sn	Ag	Hg	Li
PCO (5)	30	3,2	4,8	460	90	24	106	19,8	5	0,04	379	220
Ag-Sn-Cu-PCO (1)	3	0,8	0,1	400	300	~10000	400	300	500	15	200	40
Ni-Li-PCO (2)	0,7	0,5	0,2	100	2500	30	30	7	3	0,12	>10000	>>10000
Огарки (3)	1,1	0,7	6,2	400	63	47	37	47	2,8	0,2	161	53

Как видно из таблицы 1, первые два типа PCO характеризуются невысоким средним содержанием ртути – 200 – 379 мг/кг, в то время как в Ni-Li-PCO ее присутствует более 1 %, что соответствует бедным типам ранее отработанных кинварных руд. Обращает внимание очень высокое среднее содержание ртути в огарках – 161 мг/кг, что составляет 76,7 ПДК для почв. С учетом этого содержания, можно ориентировочно подсчитать, что в терриконах огарков, расположенных на берегу транзитного водотока – р. Ярлыамры, присутствует около 300 тонн ртути (7,9% от добытого металла) и несколько тысяч тонн других токсичных ТМ. В этой связи представляется уместным сравнение находящихся на многолетнем хранении огарков с «экологической миной» замедленного действия, влияние которой сказывается на расстоянии до 100 км от АГМП (Кац, 2004).

Сравнение средних концентраций других ТМ в ртутьсодержащих отходах и огарках показывает, что они практически не отличаются между собой. Это позволяет предполагать, что вся масса ТМ (кроме основной части ртути), содержащихся в утилизируемых PCO (раньше в рудах), переходит в отходы их переработки. Из последних, под воздействием ветрового и водного переноса, ТМ попадают в депонирующие загрязнение природные среды – приземную атмосферу, поверхностные и подземные воды, почвы и почвообразующие породы, донные осадки водотоков, растительность.

Полученные в процессе мониторинга, данные по уровням присутствия ТМ в «твердых» объектах окружающей среды и в шламе из прудка – отстойника технологических вод предприятия свидетельствуют о заметно повышенном среднем содержании большинства тяжелых металлов, но не превышающем ПДК для почв. Исключением являются ртуть, мышьяк, сурьма, то есть профилирующие металлы отработанных руд Акташского месторождения. Их средние концентрации в почвах района АГМП составляют 40,2; 37,5 и 8,2 ПДК соответственно (таблица 2).

Таблица 2

Среднее содержание (мг/кг) тяжелых металлов в объектах окружающей среды района АГМП

Ti	V	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Pb	Li	Mo	Sn	As	Sb	Ag	Hg
Твердый остаток снеговых проб (n = 4)															
3300	124	52	820	9,8	108	85	166	72	24	2,8	4,6	<5	25	1,35	20
Почвы (n = 6)															
4660	113	151	660	21	60	86	86	23	50	3,1	3,8	75	37	0,06	84,4
Донные отложения (n = 5)															
3400	170	140	800	30	76	104	106	20	70	2,4	4	100	47	0,05	368,5
Донный осадок из шламаотстойника (n = 1)															
500	10	50	400	30	1500	300	5000	800	200	3	80	100	80	80	>10000
ПДК почв, мг/кг			1500	5 – 50	4 – 50	100	300	32 – 100	–	5	5	2	4,5	–	2,1

Характерно, что в отличие от других ТМ, присутствие Hg, As, Sb и Li (профилирующие металлы РСО) закономерно увеличивается в следующем ряду: ТОСП – почвы – донные осадки – шлам отстойника. Это предположительно свидетельствует об их заметном присутствии в «огарковой» пыли, транслируемой в вышеотмеченные природные среды.

Данные по уровням присутствия ТМ в природных (снеговых, поверхностных, подземных) и сточных водах в районе АГМП показывают, что максимальный спектр и концентрации изученных тяжелых металлов проявлены в стоках предприятия, где они заметно выше регламентируемых ПДК для ртути, цинка, меди (таблица 3).

Таблица 3

Концентрации тяжелых металлов (мкг/дм³) в природных и сточных водах района АГМП

Типы вод (число проб)	Hg	Zn	Cu	Pb	Sb	As	Ni
Сточная вода (1)	13900	84	30	10	24	12	–
Снеговая вода (4)	2,52	4,4	1,5	<1	<1	<1	<1
Поверхностная вода (6)	0,03	1,9	0,8	<1	<1	<1	<1
Подземная вода (2)	0,04	<1	1,2	<1	–	–	–
ПДК рыбохозяйственных водоемов	0,01	10	1	100	50	50	10

Обращает на себя внимание то, что в снеговых водах также проявлено повышенное, по сравнению с природными водами, содержание ртути и ряда других ТМ. Это может указывать на повышенный перенос рудной пыли и на заметное загрязнение ТМ приземной атмосферы в районе предприятия.

В заключение следует отметить, что в последние годы АГМП по причинам организационно-финансового характера хронически простаивает. Его основные фонды морально устарели и почти полностью изношены. Необходима коренная модернизация технологического цикла, оборудования и производственной инфраструктуры с соблюдением мероприятий по охране окружающей среды. Простой АГМП не сопровождается заметным оздоровлением экологической ситуации, так как основные факторы продолжают свое негативное воздействие на состояние ОПС в районе предприятия.

Литература

1. Кац В.Е. Эколого-геохимическое состояние компонентов окружающей среды в районе Акташского горно-металлургического предприятия и поселка Акташ // Природные ресурсы Горного Алтая. Бюллетень. – Горно-Алтайск, 2004. – Вып. 2. – С. 69 – 75.
2. Старыгин О.И., Семенов В.А. Загрязнение ртутью рек и околорудных ландшафтов Горного Алтая // Геоэкология Алтае-Саянской горной страны. – Горно-Алтайск, 2004. – Вып. 1. – С. 207 – 209.
3. Робертус Ю.В. и др. Результаты работ по мониторингу окружающей среды в районе промзоны АГМП и пос. Акташ. – Горно-Алтайск: ОФ АРИ «Экология», 2005.
4. Фалалеев Ю.А. Результаты эколого-геохимических исследований в районе пос. Акташ и промзоны Акташского рудника – Майма: ОФ ОАО «Алтай-Гео», 1992.

ИЗУЧЕНИЕ ЭЛЕМЕНТНОГО СОСТАВА РАСТЕНИЙ ЮГА ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ

Т.Н. Игнатова

Научный руководитель доцент Н.В. Барановская
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

С помощью биоиндикаторных свойств растительности возможно выявление месторождения полезных ископаемых. Растения являются источниками поступления в организм человека микроэлементов и металлоорганических комплексов. Свойство растений избирательно накапливать химические элементы, используется как в геологии, так и в экологии и медицине (Ткалич, 1970; Несветайлова, 1970 и др.). Разные части растения концентрируют различные количества элементов. На элементный состав листьев влияют: атмосферные осадки, химический состав воздуха; стебли отражают поступление элементов из корней в листья и обратно, а элементный состав корней тесно связан с почвой и почвенными растворами. Поэтому растения – универсальный объект наблюдения, отражающий состав всех сред, следовательно, они являются ярким индикатором состояния окружающей среды (Ковалевский, 1974).

Наши исследования проводились на территории Томского района. Были отобраны следующие виды растений: черника (*Vaccinium myrtillus*), брусника (*Vaccinium Vitis Idaea L.*), клюква (*Vaccinium macrocarpon*, *Oxycoccus quadripetalus*) и лабазник (*Filipendula ulmaria (L.) Maxim*).

Изучаемая растительность является источником питания человека и применяется в народной медицине в виде отваров, настоев (Пашинский, 1989). Например, лабазник применяется в отечественной и западноевропейской народной медицине, как лекарственное средство. Используются подземная и надземная части растения, цветки. Отваром подземной части растения и цветков лечат нервные заболевания, гипертоническую болезнь, кашель. Лабазник рекомендуют как болеутоляющее средство. В тибетской и монгольской народной медицине надземная часть растения используется при заболеваниях легких, органов пищеварения, а также в качестве косметического и укрепляющего волосы средства (Свиридонов, 1987).

В ходе исследований изучалось накопление химических элементов разными частями растения. Кроме того, были выявлены территории с высокими техногенными нагрузками, что отражалось на элементном составе растений. Сравнение проводилось на одинаковых видах, произрастающих на разных территориях. При изучении элементного состава были построены диаграммы, рассмотрены ряды ранжирования элементов. Для выявления степени накопления элементов в растениях, построены геохимические ряды (по коэффициенту биологического поглощения (A_x)) (Соловов, 1990).

Анализ содержания элементов в золе растений показал, что существуют различия в их накоплении в зависимости от места произрастания, вида растения, а также органов растения. Так, в чернике п. Дзержинского количество бария в стеблях выше, чем в ягоде и листьях, а количество стронция в ягоде выше, чем в стеблях и листьях. Анализ также показал, что содержание элементов в корнях лабазника значительно выше, чем в других частях растения, так как именно корни наиболее интенсивно накапливают и поглощают химические элементы. Таким образом, можно сделать вывод, что разными органами растения накапливаются различные количества химических элементов (таблица 1).

Существуют и видовые отличия в содержании элементов: как видно из таблицы 1, черника и клюква (ягода) из п. Дзержинского содержат разное количество кальция (в ягоде черники Ca больше, чем в ягоде клюквы). Клюква интенсивнее накапливает железо и натрий. Рубидия в ягоде клюквы меньше, чем в чернике. Как видно, разные виды растений, произрастающие на одной территории, накапливают в основном одинаковые элементы, но их содержание в зависимости от вида различное. В целом для п. Дзержинского характерно наличие в растениях таких элементов как барий и рубидий.

Известно, что состояние и состав окружающей среды определяют спектр химических элементов в растении. Наибольшее влияние на растения оказывает почва, они извлекают из почв преимущественно нужные им элементы, а также те из них, которые находятся в избытке. Активно накапливая химические элементы, исследуемые растения, являются биоиндикаторами, что позволяет использовать их при поиске месторождений полезных ископаемых.

В нашей работе для лабазника характерен широкий спектр мест произрастания. Проанализировав ряды ранжирования, можно сказать, что в разных районах накапливаются различные содержания элементов, например, для п. Аникино характерен широкий спектр элементов (высокое содержание стронция, бария, церия, хрома по сравнению с другими районами), имеющих достаточно высокий Кбп. Также геохимические ряды накопления показали, что все растения независимо от их места произрастания наиболее активно накапливают: золото, бром, серебро.

Таким образом, результаты работы показали, что:

- 1) существуют видовые отличия в содержании элементов;
- 2) разные части растений по-разному накапливают химические элементы;
- 3) концентрация элементов изменяется в зависимости от места произрастания.

Принимая во внимание то, что исследуемые растения активно используются человеком в качестве пищевого, лекарственного и другого сырья, необходимо учитывать геохимическую специфику района заготовки.

Таблица 1

Содержание элементов в золе растений пос. Дзержинского Томской области, мг/кг

Элементы	Черника				Клюква
	Листья	Ягода	Стебли	Среднее + ошибка	Ягода
Ca	20000	6000	30000	18666,67+6960,204	4000
Fe	400	100	400	300+100	700
Ba	208	45	513	255,3+ 137,157	47
Rb	44	151	74	89,6+ 31,866	53
Na	100	100	100	100+0	200
Sr	40	40	40	40+0	40
Br	4,9	5,7	3,3	4,63+0,705	3,5
Cr	1,7	0,2	1,8	1,23+0,517	0,2
Ce	1	0,4	1,5	0,96+0,317	0,4
La	0,55	0,39	0,65	0,53+0,0757	0,35
Co	0,15	0,14	0,3	0,19+0,0517	0,29
Th	0,11	0,04	0,15	0,1+0,0321	0,04
Sm	0,1	0,02	0,098	0,072+0,026	0,058
Ag	0,1	0,1	0,1	0,1+0	0,1
Cs	0,08	0,39	0,08	0,18+0,103	0,21
Sb	0,07	0,05	0,06	0,06+0,0057	0,18
Sc	0,07	0,01	0,11	0,063+0,029	0,02
Hf	0,07	0,12	0,02	0,07+0,028	0,05
Ta	0,02	0,02	0,02	0,02+0,019	0,02

Tb	0,01	0,01	0,01	0,01+0,0095	0,01
Eu	0,01	0,01	0,01	0,01+0,0095	0,01
Au	0,007	0,002	0,049	0,019+0,0149	0,014

Литература

1. Ковалевский А.Л. Биогеохимические поиски рудных месторождений. – М.: Недра, 1974. – 145 с.
2. Лекарственные растения Сибири / Под ред. В.Г. Минаева. – 5-е издание, переработанное и дополненное. – Новосибирск: Наука, Сибирское отделение, 1991. – 431 с.
3. Несветайлова Н.Г. Поиски руд по растениям. – М.: Недра, 1970. – 96 с.
4. Справочник по геохимическим поискам полезных ископаемых / Под ред. А.П. Соловова, А.Я. Архипова, В.А. Бугрова. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
5. Ткалич С.М. Фитогеохимический метод поисков месторождений полезных ископаемых. – Л.: Издательство «Недра», 1970. – 175 с.
6. Свиридонов Г.М. Лесной огород. – Томск: Томское книжное издательство, 1987. – 208 с.
7. Пашинский В.Г. Растения в терапии и профилактике болезней. – Томск: Издательство ТГУ, 1989. – 208 с.

ИССЛЕДОВАНИЕ СКОРОСТИ КОНВЕКЦИИ ПОЧВЕННОГО РАДОНА С ПОМОЩЬЮ ТРЕКОВЫХ ДЕТЕКТОРОВ

А.В. Исаев, Н.Н. Абрамов

Научный руководитель доцент В.С. Яковлева
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

Скорость конвекции почвенных газов, в частности радиоактивного газа радона (^{222}Rn), остается практически неизученной на сегодняшний день величиной. Для определения скорости конвекции, как параметра диффузионно-конвективной модели переноса радона в пористых средах, предложено несколько способов. Например, в работах (Rogers, Nielson, 1991; Anello, Nansteel, 1995; Павлов, 1996) скорость конвекции представляет собой скорость фильтрации почвенного радона и описывается законом Дарси (Van der Spoel et al., 1999):

$$\bar{v} = -\frac{k}{\mu}(\nabla P_a - \rho_a \bar{g}), \text{ м/с}, \quad (1)$$

где k – газопроницаемость породы, м^2 ; μ – динамическая вязкость воздуха ($1,83 \cdot 10^{-5} \text{ Па} \cdot \text{с}$ при $T = 20^\circ\text{C}$); P_a – давление воздуха, Па; ρ_a – плотность воздуха, кг/м^3 ; g – ускорение свободного падения, м/с^2 .

Такой подход наиболее распространен за рубежом. В работе (Koagashi et al., 2000) использована небольшая модификация закона Дарси, т.е. перенос радона в вертикальном направлении рассмотрен как поток воды, перемещающийся вместе с растворенным в ней радоном в почвенном слое к дневной поверхности согласно потенциальному уравнению Ричарда. А скорость конвекции в этом случае определяется соотношением $v = K \partial \psi / \partial z$, где K , м/с – насыщенная гидравлическая проводимость, а ψ , м – гидростатический напор.

Все эти способы основаны на гидродинамической модели, являются трудоемкими и малоэффективными. К основным недостаткам этих методов можно отнести, во-первых, необходимость измерения газопроницаемости и градиента давления почвенного газа в грунтах, во-вторых, большую погрешность определения скорости конвекции по формуле (1), поскольку в ней не учтены процессы теплообмена и влагооборота в системе «атмосфера – суша».

Недавно, в работе (Яковлева, Рыжакова, 2002) был предложен оригинальный подход к определению скорости конвекции, считая ее феноменологическим параметром диффузионно-конвективной модели переноса радона в пористых средах, по измеренной на двух, различающихся в 2 раза глубинах, объемной активности радона в почвенном воздухе. Измеряемые значения объемной активности радона автоматически учитывают конвективный перенос почвенных газов в реальных климатических и погодных условиях, и физико-геологические свойства грунтов. Поэтому предлагаемый способ лишен упомянутых выше недостатков и выбран для исследований в данной работе.

Результаты изучения динамики скорости конвекции радона, определение характерного для конкретных условий диапазона изменения изучаемой величины и степени влияния внешних факторов (метеорологические условия, состояние земной коры) могут быть полезны при решении задач переноса почвенного радона и построении прогнозов изменения напряженно-деформированного состояния геологической среды. Исследованию этих вопросов посвящена настоящая работа.

Для определения скорости конвекции почвенного радона использовали 2 способа, которые основаны на измерении объемной активности радона в почвенном воздухе одновременно в двух близко расположенных точках на разных глубинах. В первом способе глубины отличались в 2 раза, а скорость конвекции определяли из выражения (Яковлева, Рыжакова, 2004):

$$v = \frac{D_e}{h_1} \ln \left(\frac{1}{\frac{A_2}{A_1} - 1} \right) + \frac{\lambda h_1}{\ln \left(\frac{A_2}{A_1} - 1 \right)}, \quad (2)$$

где A_1 – объемная активность радона на глубине h_1 , Бк/м³; A_2 – объемная активность радона на глубине $h_2 = 2h_1$, Бк/м³; h_1 – глубина, на которой производят первое измерение, м; D_e – эффективный (объемный) коэффициент диффузии радона, м²/с; λ – постоянная распада радона, с⁻¹.

Во втором способе глубины измерения ОА почвенного радона различались в k раз, таким образом, скорость конвекции после некоторых преобразований определяли из выражения:

$$v = \left[\frac{\lambda h_1 - \left(\frac{\ln^2(T) \cdot D_e}{h_1} \right)}{\ln(T)} \right], \text{ м/с}, \quad (3)$$

где параметр T находится с использованием численных методов расчета и компьютерных программ из уравнения $XT^k - T + (1 - X) = 0$, в котором $k = h_2/h_1$ и $X = A_1/A_2$.

Таблица 1

Результаты измерений объемной активности радона в почвенном воздухе

Место и дата исследования	Скорость конвекции почвенного радона, см/с		Коэффициент корреляции между скоростью конвекции и метеорологическим параметром:			
	Среднее значение	Диапазон* изменения	Атмосф. давлением	Температурой атм. воздуха / почвы на 20 см	Влажностью атмосферного воздуха	Количеством осадков
г. Томск, июнь – сентябрь 2000 г.	$4 \cdot 10^{-4}$	$-4 \cdot 10^{-4} - 1,5 \cdot 10^{-3}$	-0,73	0,69 / 0,64	-0,40	-
г. Томск, сентябрь 2004 г – январь 2005 г.	$2,2 \cdot 10^{-4}$	$-2,0 \cdot 10^{-3} - 3,6 \cdot 10^{-3}$	-0,2	0,4 / 0,8	-0,2	-
г. Барнаул, июль – август 2004 г.	$9,1 \cdot 10^{-4}$	$-2,6 \cdot 10^{-4} - 2,5 \cdot 10^{-3}$	-0,35	0,0	0,69	-
г. П. Камчатский, ст. «Паратунка» июль – август 2004	$4,5 \cdot 10^{-5}$	$-5,0 \cdot 10^{-3} - 1,6 \cdot 10^{-3}$	-0,2	0,0	-	-0,57

Примечание: отрицательные значения скорости конвекции показывают ее направление вглубь земной поверхности, положительные – направлены во внешнюю атмосферу.

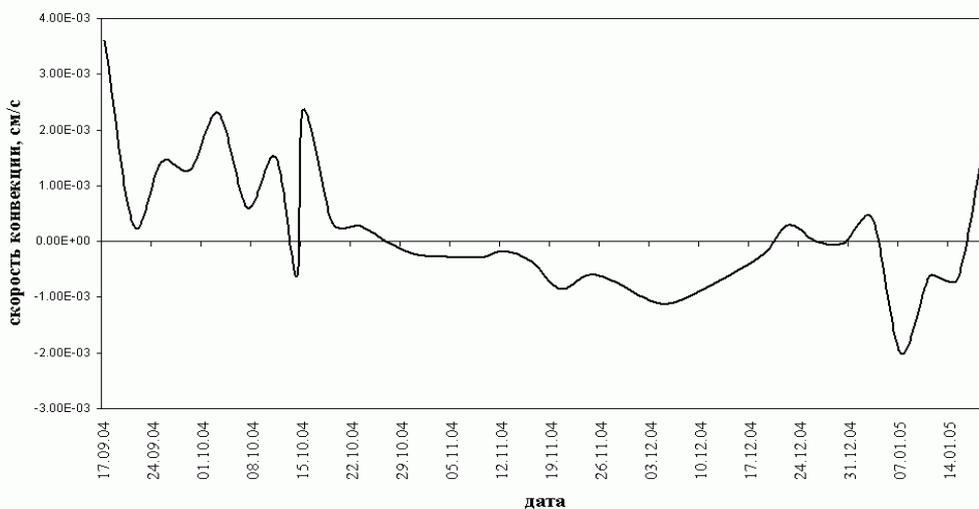


Рис. 1 Временная динамика скорости конвекции почвенного радона для г. Томска

объемной активности радона в почвенном воздухе производили интегральным методом с использованием нитратцеллюлозных трековых α -детекторов, тип III-b (Николаев, 1998). На каждой из выбранных площадок бурили два (три) шпура на расстоянии 0,5 м друг от друга специально изготовленным буром. На Камчатке глубины шпуров выбрали 25, 50 и 100 см, в г. Томске – 50 и 100 см, в г. Барнаул – 35 и 70 см, при этом диаметр каждого шпура составлял 5,5 см. В шпур вставляли полиэтиленовую трубу соответствующей длины и диаметра для предотвращения «обвала» шпура и внутрь трубы помещали трековый детектор α -частиц. Затем шпуры герметично закрывали сверху и выдерживали в течение 3 – 5 суток. После экспонирования детекторы травили, просушивали и определяли объемную активность почвенного радона согласно инструкции по эксплуатации комплекса АИСТ-ТРАЛ на искровом счетчике. Методика измерения подробно описана в работе (Nikolaev et al, 1993). Погрешность измерений не превышала 25 %.

Всего в г. Томск (Лагерный сад), г. Барнаул (Сосновый ленточный бор и участок в черте города) и на Петропавловск-Камчатском геодинамическом полигоне, станция «Паратунка» (ПРТ), было произведено 62, 32 и 30 измерений объемной активности радона в почвенном воздухе, соответственно. Скорость конвекции определяли по формулам 2 и 3, результаты сведены в следующую таблицу 1, где представлены результаты корреляционного анализа между изучаемым и метеорологическими параметрами.

И
сле
дова
ния
ско
рости
кон
век
ции
и
про
из
вод
или
в
раз
лич
ны
х
ре
ги
она
х
Р
Ф
(С
иб
ир
ь,
А
л
т
а
й
и
К
а
м
ч
а
т
к
а
)
в
п
е
ри
од
с
ию
ля
2004 г. по
я
н
в
ар
ь
2005 г.
И
з
ме
ре
ни
е

Из таблицы видно, что значения скорости лежат в широком диапазоне, а направление конвективных потоков может быть как положительное, так и отрицательное. При отрицательных значениях скорости конвекции суммарный поток радона с поверхности почвы уменьшается. Корреляционный анализ полученных данных показал разные зависимости от метеословий для исследуемых территорий. Значимое влияние на величину скорости конвекции выявлено от температуры атмосферного воздуха и почвы. Особый научный интерес представляет анализ временной динамики скорости конвекции применительно к различным событиям, например, изменению состояния напряженно-деформированного состояния земной коры. На рис. 1 и рис. 2 представлена временная динамика скорости конвекции почвенного радона для Томска и станции «Паратунка», Камчатка, соответственно.

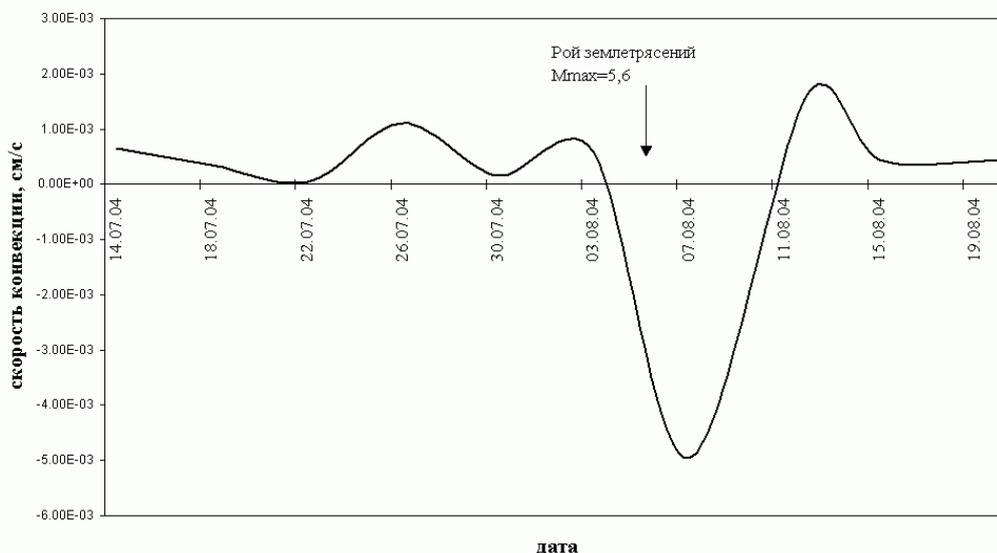


Рис. 2. Временная динамика скорости конвекции почвенного радона для станции «Паратунка» (Камчатка)

На рис. 1 хорошо виден сезонный ход скорости конвекции. При промерзании верхних слоев грунта (начало ноября – январь) вектор скорости конвекции меняет направление, т.е. конвективный поток направлен, в основном, вглубь почвы. В сентябре – октябре конвективные потоки направлены, в основном, из грунта в атмосферу, причем наблюдаются существенные вариации амплитуды исследуемой величины.

На рис. 2 видно резкое изменение направления и величины скорости конвекции в период 7 – 11 августа. В период наших исследований на Камчатке был зарегистрирован рой землетрясений 4 – 6 августа и крупное землетрясение 30 августа с $M = 6,2$. Аномальное поведение скорости конвекции можно рассматривать либо как следствие первого сейсмического события, либо как предвестник второго.

Работа выполнена при поддержке грантов Президента РФ № МК-3295.2004.5 и ведомственной научной программы «Развитие научного потенциала высшей школы» по разделу 1.2. «Университеты России» ур.09.01.416.

Литература

1. Николаев В.А. // АНРИ, 1998. – № 2. – С. 16 – 27.
2. Павлов И.В. Математическая модель процесса эксгаляции радона с поверхности земли и критерии оценки потенциальной радоноопасности территории застройки // АНРИ, 1996. – №5. – С. 15 – 26.
3. Яковлева В.С., Рыжакова Н.К. Патент РФ на изобретение. Способ определения скорости конвекции почвенных газов. Положит. Решение Ф.01 от 14.05.04 на заявку № 2003 123 622 от 25.07.03.
4. Anello M., Nansteel M.W. Buoyancy- and Pressure-Driven Motion in a Vertical Porous Layer: Effects of Quadratic Drag // Applied Sci. Research, 1995. – V. 55. – P. 141 – 154.
5. Koarashi J., Amano H., Iida T. et al. Development of Model for Dynamical Behavior of Water and ^{222}Rn in Unsaturated Soil // Proc. 10th Intern. Congr. Intern. Rad. Prot. Association (IRPA-10) "Harmonization of Radiation, Human Life and the Ecosystem". Hiroshima, Japan, 2000.
6. Nikolaev V.A., Buzynniy M.G., Vorobiev I.B. et al. Application of the track method for radon measurement in Ukraine // Nucl. Tracks Radiat. Meas, 1993. – V. 21. – No. 3. – P. 433 – 436.
7. Rogers V.C., Nielson K.K. Multiphase radon generation and transport in porous materials // Health Phys, 1991. – V.60. – P. 807 – 815.
8. Van der Spoel W.H., van der Graaf E.R. and de Meijer R.J. Diffusive transport of radon in a column of moisturized sand // Health Phys, 1999. – V.77. – No.2. – P. 163 – 177.

ИССЛЕДОВАНИЕ ФОРМ НАХОЖДЕНИЯ НЕКОТОРЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ТОРФАХ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

А.Г. Кагиров

Научные руководители: доцент С.И. Арбузов, доцент С.Г. Маслов
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

В последние десятилетия в России и других, промышленно развитых странах отмечено возрастание интереса к вопросам комплексного использования минерального сырья, отходов его добычи и переработки. Объясняется это рядом причин.

Во-первых, это проблемы отходов. В процессе использования твёрдых горючих ископаемых формируются значительные объёмы золошлаков. По данным ВНИГРИ – уголь, в России на 1 января 1998 г. накоплено свыше 1,5 млрд. т. отвалов угольных шахт. Нередко отходы твёрдых горючих ископаемых содержат токсичные компоненты в количествах, существенно превышающих экологически безопасные их концентрации. Отвалы служат источником загрязнения почв, вод и атмосферы.

Во-вторых, это проблемы сырья. Из-за истощения запасов богатых руд в разработку вовлекается всё более низкокачественное сырьё, содержание полезных компонентов в котором нередко сопоставимо с их концентрацией в отвалах обогатительных предприятий и других отходах производства. В связи с этим угли и продукты их переработки всё чаще рассматриваются в качестве потенциальной сырьевой базы для металлургии. По данным R.V. Finkelman и R.D. Brown (1988), золошлаковые отходы США могли бы обеспечить не менее половины ежегодной потребности страны в As, Be, Bi, Co, Ga, Ge, Hf, Nb, Se, Sr, Te, Tl, Y и других ценных элементах. Даже при современных технологиях могут извлекаться Al, Cd, Ga, Ge, Fe, Mo, Ti, V, Zn. Отдельные угли можно рассматривать как руды. Например, в США в 80-е годы из углей Южной Дакоты было извлечено свыше 660 т. U_3O_8 , а 90% германия добывается из бурых углей.

Главная проблема, сдерживающая получение ценных элементов из углей, – это низкое их содержание. Вместе с тем, известны пласты углей, концентрация элементов-примесей в которых достигает величин сопоставимых с их содержанием в рудах отработываемых месторождений. Для квалифицированного решения вопроса о выборе направления использования твёрдых горючих ископаемых необходимо знать их состав.

Торф имеет сложный и разнородный состав, в нём содержится большое разнообразие весьма ценных органических и неорганических соединений. Основным источником накопления торфа являются болотные растения. Торф образуется в результате биохимического превращения растительных остатков в переувлажнённых условиях при ограниченном доступе кислорода. Поэтому состав и свойства торфа во многом определяются химическими особенностями исходного растительного материала.

Технология получения ценных элементов из твёрдых горючих ископаемых зависит от формы их нахождения. В связи с этим изучение форм нахождения элементов-примесей в углях и торфах – одна из наиболее актуальных задач. В бурых углях и торфах такие исследования возможны на основе изучения их группового состава. Разделение сложных смесей на группы, каждая из которых обладает одинаковыми свойствами по отношению к действию органических растворителей, щелочей, минеральных кислот или других реагентов, принято называть групповым анализом. Три исследуемых образца торфа из месторождения Айгарово с различными степенями разложения исследовались наиболее распространённым методом Инстрофа, по которому экстракцией из одной навески сухого торфа выделяют последовательно битумы – обработка толуолом, водорастворимые и легкогидролизуемые вещества (ВРВ и ЛГВ) – обработка соляной кислотой, гумусовые вещества (ГК и ФК – гуминовые и фульво кислоты) – обработка щёлочью и последующее осаждение соляной кислотой, целлюлозу – обработка серной кислотой. Негидролизуемый остаток после выделения целлюлозы условно считают лигнином торфа, фактически же он состоит из остаточной органической массы и минеральных веществ.

После проведения группового химического анализа торфа, каждая группа веществ (битумы, ВРВ и ЛГВ, ГК и т. д.) исследовалась нейтронно-активационным методом (таблицы 1, 2, 3).

Таблица 1

Результаты анализа торфа месторождения Айгарово ($A^d = 1,3\%$, $R = 5\%$)

	выход фракций	Сод. Sc, г/т	выход Sc, %	Сод. Co, г/т	выход Co, %	Сод. Th, г/т	выход Th, %	Сод. U, г/т	выход U, %
Исходный	100,0	0,31	100,0	0,47	100,0	0,18	100,0	0,46	100,0
битумы	3,3	0,01	<0,1	0,42	2,9	0,10	1,7	0,02	0,1
ВРВ и ЛГВ	53,5	0,05	8,0	0,46	51,9	<0,01	<0,1	0,59	68,4
ГК	9,4	1,6	49,8	0,46	9,2	1,1	57,5	0,51	10,4
ФК	18,1	0,25	14,8	0,38	14,8	0,16	16,2	0,16	6,2
целлюлоза	12,6	0,39	16,1	0,73	19,4	0,16	11,1	0,44	11,9
остаток	3,4	1,0	11,1	0,24	1,7	0,72	13,4	0,41	3,0

Таблица 2

Результаты анализа торфа месторождения Айгарово ($A^d = 2,7\%$, $R = 35\%$)

	выход фракций	Сод. Sc, г/т	выход Sc, %	Сод. Co, г/т	выход Co, %	Сод. Th, г/т	выход Th, %	Сод. U, г/т	выход U, %
Исходный	100,0	0,67	100,0	1,70	100,0	0,58	100,0	0,46	100,0
битумы	5,3	<0,01	<0,1	<0,01	<0,1	<0,01	<0,1	<0,01	<0,1
ВРВ и ЛГВ	38,9	0,09	5,0	3,9	89,0	0,06	4,3	0,6	53,0
ГК	17,3	1,9	49,0	0,28	2,8	1,8	54,0	0,5	20,4
ФК	24,2	0,9	32,0	0,36	5,0	0,71	29,7	0,30	16,0

целлюлоза	6,1	0,58	5,0	0,7	2,5	0,27	3,2	0,26	3,6
остаток	8,2	0,63	8,0	0,15	0,7	0,62	8,8	0,37	6,9

Таблица 3

Результаты анализа торфа месторождения Айгарово ($A^d = 10,9\%$, $R = 40\%$)

	выход фракций	Сод. Sc, г/т	Выход Sc, %	Сод. Co, г/т	Выход Co, %	Сод. Th, г/т	выход Th, %	Сод. U, г/т	выход U, %
Исходный	100,0	2,30	100,0	3,40	100,0	1,50	100,0	0,83	100,0
битумы	5,4	<0,01	<0,1	<0,01	<0,1	<0,01	<0,1	<0,01	<0,1
ВРВ и ЛГВ	20,0	0,21	1,8	12,90	75,1	0,35	5,0	0,94	22,7
ГК	34,7	3,40	51,3	0,72	7,3	2,3	55,1	0,59	24,5
ФК	15,6	1,0	7,0	1,1	5,1	0,92	9,9	0,78	14,6
целлюлоза	3,9	7,6	12,8	7,5	8,4	1,8	5,0	0,15	0,7
остаток	20,4	3,1	27,0	0,7	4,0	1,8	25,0	1,5	37,4

Нейтронно-активационный анализ обладает рядом существенных преимуществ при анализе пород содержащих органическое вещество. Отсутствие химической подготовки пробы исключает погрешности за счёт привноса или удаления элементов вместе с реактивами. Дробление и истирание пробы необходимо лишь для стандартизации процесса взвешивания и упаковки перед облучением. Так как аналитический сигнал снимается с ядер химических элементов, то физическое и химическое состояние пробы не влияет на результаты анализа. Нейтронно-активационный метод позволяет в различных пробах определить содержание элементов в широких диапазонах от $n \times 10^{-9}\%$ до $n \times 10\%$.

В ходе эксперимента были получены новые оригинальные данные о формах нахождения Th, U, Sc и Co в торфах. Изучение группового состава торфа из месторождения Айгарово показало, что основная масса скандия (около 50%) и тория (55%) сконцентрирована в гумусовых веществах (в ГК и ФК), причём выход этих элементов не зависит от степени разложения торфа. Основная масса кобальта извлекается при обработке торфа слабым раствором соляной кислоты, что может быть связано с ионообменной формой его нахождения в органическом веществе. Кобальт плохо связывается с органическим веществом торфа, и с возрастанием степени разложения торфа происходит его концентрация в ВР и ЛГ веществах торфа (от 52% до 89%). В процессе разложения торфа уран переходит из минеральной и малосвязанной с органическим веществом формы в органическую форму, с образованием прочных связей, так как в сильно разложившемся торфе большая его часть находится в лигнине и гумусовых веществах (около 40%).

Литература

1. Finkelman R.B., Brown R.D. Mineral resource and geochemical exploration potential of coal frat has anomalous metal concentration // US Geol. Surr. Circ. – Washington, 1988. – №1035. – P. 18 – 19.
2. Лиштван И.И., Король Н.Т. Основные свойства торфа и методы их определения. – Минск: Наука и техника, 1975. – 320 с.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ И ЭКОНОМИЧЕСКИЙ УЩЕРБ, НАНОСИМЫЙ В РЕЗУЛЬТАТЕ НЕРАЦИОНАЛЬНОГО ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ В ДОБЫВАЮЩИХ ОТРАСЛЯХ

П.С. Кернякевич

Научный руководитель профессор В.И. Канов
Томский государственный университет, г. Томск, Россия

Функционирование добывающих отраслей связано с извлечением больших объемов вещества по массе и объему. Каждый год во всем мире добывается только минерального сырья на сумму 796,204 млрд. долларов. В пересчете на одного человека это составляет 143,3 доллара на человека (Боярко, 2000). Полезные компоненты в извлеченном сырье, как правило, содержатся в малых количествах. Поэтому сырье требует обогащения, в результате которого извлекаются полезные компоненты и остаются отходы обогащения. Величина отходов многократно превосходит объемы полезных компонент. Отходы, образующиеся после обогащения, требуют утилизации. Утилизация, не вызывающая нарушений и загрязнений окружающей среды, не производится. Например, при подземном способе добычи полезных ископаемых только в *европейской части России* ежегодный объем различных побочных продуктов

добычи достигает: для твердых отходов – 0,7 млрд. м³, для шахтных вод – 1,5 млрд. м³, вместе с которыми сбрасываются в природные водоемы до 120 тыс. тонн механических примесей и более 2 млн. тонн минеральных солей, а в атмосферу попадает более 3 млн. тонн твердых и газообразных веществ. При подземной разработке на каждую 1 тыс. тонн добытого угля на поверхность выдается от 230 до 800 тонн породы, до 9000 тыс. м³ шахтных вод, от 50 до 570 м³ газа (Экогеология..., 2000). Эти гигантские массы вещества, горных пород, извлеченных из недр, и прочих отходов обогащения и производства размещаются на поверхности и, не являясь естественными образованиями, нарушают природный баланс, отравляют землю, воду и воздух, приводят к гибели и исчезновению многих видов живых организмов. Только в последнее время в некоторых регионах, например в Омске, начали появляться специализированные полигоны для размещения отходов предприятий (Вдовина, 2001). Потери в результате транспортировки сырья приобретают в последнее время особую актуальность.

Большое количество загрязнений окружающей среды вызвано различным рода авариями и чрезвычайными ситуациями. В 2001 г. процент техногенных чрезвычайных ситуаций составлял 68,5% от общего числа чрезвычайных ситуаций по стране. В результате чрезвычайных ситуаций пострадало 11571 человек, 1247 погибли (Государственный..., 2002). На трубопроводном транспорте сложная ситуация не только обострилась, а является чрезвычайной из года в год. В 2000 г. произошло 38, в 2001 г. 45 аварий на трубо- и нефтепроводах. Вызвано это большой протяженностью трубопроводов и их большим физическим износом. В настоящее время эксплуатируется 49 тыс. км нефтепродуктопроводов, 15,7 тыс. км магистральных газопроводов, 22 тыс. км магистральных трубопроводов. Из них: 25% магистральных трубопроводов работают 10-12 лет, 34% 20-30 лет, 34% свыше 30 лет и только 7% менее 10 лет (рис. 1) (Государственный..., 2002).

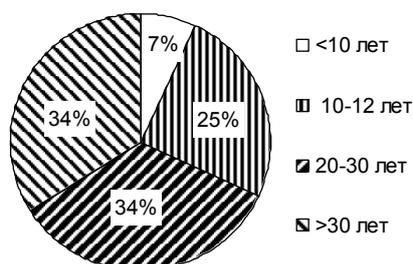


Рис. 1. Возрастное состояние трубопроводного транспорта России

Значительные риски при эксплуатации всегда объективно связаны с увеличением возраста трубопроводов. Более 40% отказов приходится на трубопроводы, проработавшие 20 лет. Общая степень их износа составляет 70 – 75%, что является основной причиной их аварийности. Показатели аварийности на магистральных трубопроводах в 2001 г. по сравнению с 2000 г. остались прежними и составляют на 1 тыс. км.:

- 0,4 – на магистральных нефтепродуктопроводах;
- 0,21 – на магистральных газопроводах;
- 0,04 – на магистральных нефтепроводах;

В будущем острота проблемы безопасности трубопроводов будет возрастать, и это связано, прежде всего, с предстоящим развертыванием нефте- и газодобычи на российском шельфе.

По степени негативного воздействия всей промышленности на окружающую среду и наносимому экономическому ущербу лидерство принадлежит нефтедобывающей отрасли. Только из-за аварий нефтепроводов в России ежегодно разливается 5 – 7% добытой нефти, или 15 – 20 млн. т. Прямой ущерб от потерь нефти для экономики страны оцениваются в сумму 1,5 - 2 млрд. долл. (Гирусов, 2001).

О значительности экономического ущерба можно судить, сопоставив величину потерь сырья с объемами его добычи в других странах. Например, в Азербайджане объемы добычи в 1998 г. составили 11,4 млн. тонн, в Казахстане 25,8 млн. тонн, в Канаде 83,9 млн. тонн. Соответственно, суммарные годовые потери российской нефти в **полтора – два раза (!) выше** всей годовой добычи нефти в **Азербайджане**, сопоставимы с объемами добычи в Казахстане, и составляют **20 – 25% (!)** всей годовой добычи такой крупной нефтедобывающей страны как **Канада**, которая обеспечивает 4,4% мировой добычи энергоносителей и занимает пятое место в мире по суммарным объемам добычи минерального сырья (4,9%). Суммарная добыча многих нефтедобывающих стран в несколько раз меньше потерь при добыче и транспортировке российской нефти, данные по которой приведены в таблице 1.

Размер сжигаемого газа равен 2,5% объема всей добычи газа по России, которая в 1999 г. составила 591 млрд. м³. Сжигание 13 – 15 млрд. м³ в год попутного газа приводит к большим выбросам углекислого газа в атмосферу. При среднемировой в середине 90-х годов экспортной цене на газ в размере 80 долларов за 1000 м³ (Российский..., 2001), эти **прямые потери** для экономики страны ежегодно **составляют 104 – 120 млн. долл.** Не трудно подсчитать, что при сохранении подобных темпов среднегодовых потерь газа, сумма ущерба за десятилетие превысит **миллиард долларов.**

По Томской области, например, процент сжигания газа составляет в среднем 80%, в то время как по лицензионному соглашению он не должен превышать 5 – 10% (Экологический..., 2000).

Отсутствие эффективных технологий утилизации газа (при добыче 1 т. угля выделяется до 13 м³ метана) в угольной и нефтегазодобывающей промышленности приводит к потерям природного сырья и наносит огромный ущерб окружающей среде. Выбрасываемые в атмосферу вещества и энергия являются одной из возможных причин возникновения парникового эффекта. Величина потерь газа в России, подобно потерям нефти, либо сопоставима, либо превышает объемы добычи газа во многих странах мира (таблица 1). **Потери** газа в России **превышают** объемы его **добычи в Казахстане в два раза (!)** (7,9 млрд. м³), в **Азербайджане в два с половиной – три раза (!)** (5,6 млрд. м³). Эти же потери составляют для **Германии – около 60%** (21,9 млрд. м³), **Италии – 70 – 80%** (19,0 млрд. м³), **Китая – 65%** (23,7 млрд. м³) от всей добычи газа в этих странах.

Объемы добычи нефти и газа по некоторым странам мира в 1998 году и соотношение потерь российского сырья к объемам его добычи в этих странах

Страна	Нефть, газоконденсат		Газ	
	Объем добычи, млн. тонн	Превышение потерь России над объемами добычи в других странах	Объем добычи, млрд. м ³	Превышение потерь России над объемами добычи в других странах
Белоруссия	1,8	8 – 11	0,3	43 – 50
Венгрия	1,3	12 – 15	3,9	3 – 4
Франция	1,7	9 – 20	2,2	6 – 7
Япония	0,4	38 – 50	2,3	6 – 7
Суммарная добыча	5,2	3 – 4	8,7	1,5 – 1,7

Источник: Составлено на основе: Промышленность России 2000: Статистический сборник. – М.: Государственный комитет РФ по статистике, 2000. – С. 420.

Стоит отметить, что экологический ущерб загрязнения, приводящий к болезням людей, гибели животных и растений, потерям эффективных плодородных земель и пастбищ *многократно превосходит* прямые потери. Подрываются рыбные ресурсы рек. Беспрецедентен экологический ущерб, наносимый нефтегазодобывающими предприятиями среде обитания коренного населения. На восстановление первоначальных природных условий, если это является возможным, необходимо затратить суммы, превосходящие прямые потери.

Литература

1. Боярко Г. Ю. Экономика минерального сырья. – Томск: Аудит-информ, 2000. – 365 с.
2. Вдовина Т. Экономические методы охраны и регулирования использования техногенных ресурсов. – Экономист, 2001. – №11. – С. 90 – 94.
3. О состоянии защиты населения и территорий Российской Федерации от чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера в 2001 году // Экологический вестник России: Государственный доклад, 2002. – №5. – С. 23 – 24.
4. Гирусов Э. В. Экология и экономика природопользования. – М.: «Закон и право», 1998.
5. Российский статистический ежегодник 2001: Статистический сборник / Государственный комитет РФ по статистике. – М., 2001. – С. 621.
6. Экологический мониторинг. Состояние окружающей природной среды в Томской области в 1999 г. – Томск: Государственный комитет по охране окружающей среды Томской области, 2000. – С.80.
7. Экогеология России. Европейская часть / Под ред. Г. С. Варганяна. – М.: ЗАО «Геоинформмарк», 2000. – Т.1. – С. 132 – 133.

ВЛИЯНИЕ УСТАНОВКИ КУЧНОГО ВЫЩЕЛАЧИВАНИЯ ЗОЛОТА В ГОРНОМ АЛТАЕ

НА ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПРИЗЕМНОЙ АТМОСФЕРЫ

А.В. Кивацкая

Научный руководитель профессор Л.П. Рихванов

Алтайский региональный институт экологии, г. Горно-Алтайск, Россия

В 2001 г. ОАО «Рудник «Веселый» впервые на территории Горного Алтая начата опытно-промышленная переработка методом кучного выщелачивания (КВ) бедных золотосодержащих руд Синюхинского месторождения. В районе установки кучного выщелачивания (УКВ) Алтайским региональным институтом экологии с 1999 г. проводится с участием автора мониторинг экологического состояния основных природных сред – атмосферного воздуха (по снеговому покрову), природных и сточных вод, донных осадков, почвенного и растительного покрова.

Влияние установки на состояние приземной атмосферы в период формирования снежного покрова оценивалось по пылевой нагрузке, химическому составу воды и твердого остатка снеговых пробы (ТОСП) с четырех наблюдательных пунктов (К – 1 – 4), расположенных по периферии площадки УКВ. Последняя представляет собой лишенный почвенно-растительного слоя антропогенный ландшафт, на котором находится рудный штабель и склад, являющиеся основными источниками материала ТОСП.

Пылевая нагрузка в период 2001 – 2004 гг. составляла на наблюдательных постах от 3,8 до 180,8 кг/км²·сутки, что свидетельствует о слабой и местами повышенной запыленности атмосферного воздуха на территории, прилегающей к площадке УКВ. Максимальные значения пылевой нагрузки приурочены к подветренному северо-восточному флангу установки (пункт К – 2) и обусловлены, главным образом, присутствием в составе ТОСП частиц глины, слагающих площадку УКВ, и в меньшей степени, рудной пыли, поступающей с рудного штабеля и склада (пункт К – 4). Установлено, что дальность ветрового переноса глинистых и рудных частиц составляет 0,5 – 1 км (Робертус и др., 2004).

Таблица 1

Среднесуточная пылевая нагрузка вблизи площадки УКВ в зимний период 2001 – 2004 гг.

Номера постов (румбы)	Пылевая нагрузка, кг/км ² -сутки						Суммарная среднесуточная пылевая нагрузка, кг/км ² сутки		
	Рудный материал			Глинистый материал			2002 г.	2003 г.	2004 г.
	2002 г.	2003 г.	2004 г.	2002 г.	2003 г.	2004 г.			
К – 1 (ЮВ)	3,0	7,4	5,1	11,8	1,8	0,6	14,8	9,2	5,7
К – 2 (СВ)	28,1	15,9	9,5	152,7	143,4	22,1	180,8	159,3	31,6
К – 3 (СЗ)	3,3	5,6	4,5	0,8	0,6	6,8	4,1	6,2	11,3
К – 4 (ЮВ)	30,0	14,0	3,0	7,5	3,3	0,8	37,5	17,3	3,8
Среднее	16,1	10,7	5,5	43,2	37,3	7,6	59,3	48,0	13,1

В последние два года пылевая нагрузка на участке УКВ постепенно уменьшалась, а в 2004 г. вернулась к фоновому уровню – 10 – 20 кг/км²-сутки. Основная причина ее снижения заключается в уплотнении антропогенной поверхности площадки УКВ и в перераспределении материала руд (таблица 1).

В твердом остатке снеговых проб в повышенных концентрациях проявлена ассоциация специфических тяжелых металлов (ТМ) перерабатываемых руд и применяемых в технологии КВ реагентов, в частности, медь, цинк, никель, свинец ртуть и др. Геохимическая формула «накопления» ТМ в ТОСП выглядит следующим образом – Ni₇ Zn₄ [Mn, Mo, Sn]₃ [Cu, Pb, Ba]_{2,5}.

Кроме ТОСП, важным показателем загрязненности атмосферного воздуха в зимний период является химический состав снеговой воды. В разные годы в отдельных пробах снега были проявлены слабо (1,3 – 2 фона) и аномально повышенные (3 – 10 фонов) концентрации специфических токсикантов технологии КВ – цианидов, азотистых соединений, натрия, хлоридов, сульфатов, тяжелых металлов (ТМ), присутствующих в рабочих растворах и сточных водах установки (Кивацкая, 2003).

При сравнении химического состава снеговых вод участка УКВ в 2002 – 2004 гг. с его допусковым местным фоном (1999 – 2000 гг.) установлено слабое увеличение их общей минерализации и щелочности, смена сульфатно-гидрокарбонатного натриево-кальциевого состава на гидрокарбонатно-сульфатный кальциево-натриевый, а также заметное повышение доли хлоридов и нитратов в составе вод.

Усредненные показатели химического состава снеговых вод в 2001 – 2004 гг. свидетельствуют об отчетливо выраженной тенденции их уменьшения в последние два года после завершения эксплуатации установки (2001 – 2002 гг.). Часть из них (аммоний, нитриты, хлориды) близки к фоновому уровню. В тоже время в водах нарастают концентрации натрия и сульфатов, по-видимому, отражающие изменения в химическом составе «зимующих» в технологических емкостях отработанных растворов (таблица 2).

Вышеизложенное позволяет считать, что загрязнение снегового покрова в зоне влияния УКВ обусловлено ветровым переносом пылеватых частиц руд и глинистых грунтов, а также аэрозольной эмиссией экотоксикантов, содержащихся в технологических растворах и продуктах их обезвреживания. Об единой природе поступления этих веществ свидетельствует совпадение ореолов химического загрязнения снега с очагами повышенной пылевой нагрузки, а также положительная корреляция специфических ТМ технологии КВ в снеговом покрове и сопряженных пробах почв.

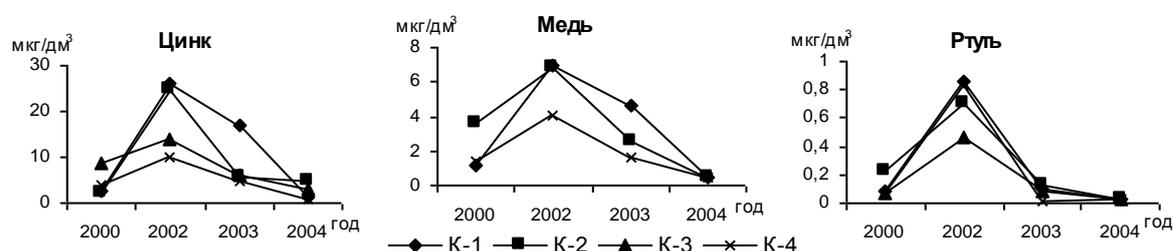
Анализ поведения этих ТМ выявил тенденцию заметного увеличения их концентраций в снеговой воде в период кучного выщелачивания металла (2001 – 2002 гг.) и последующего снижения до около фонового уровня в 2004 г. (рис. 1).

Таблица 2

Показатели химического состава снеговых вод участка УКВ в 1999 – 2004 гг. (мг/дм³)

Годы	Этапы работ УКВ	Ca ²⁺	Na ⁺	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻
1999 – 2000	Допусковой	9,5	2,5	0,19	1,1	2,1	0,010	0,45
2001 – 2002	Эксплуатация	1,6	2,5	0,42	2,6	2,3	0,016	0,45
2002 – 2003	Эксплуатация	1,0	3,1	0,28	1,4	2,4	0,016	0,35
2003 – 2004	Обезвреживание ТР	0,8	8,0	0,26	1,2	10,0	0,012	0,27

Кроме вышеотмеченного, существование воздушного переноса токсикантов УКВ и загрязнения ими приземной атмосферы, в том числе снегового покрова подтверждается отчетливо наметившейся тенденцией накопления меди, цинка, ртути, свинца, никеля и других ТМ в почвах, в древесной и травянистой растительности на участке УКВ (рис. 2).



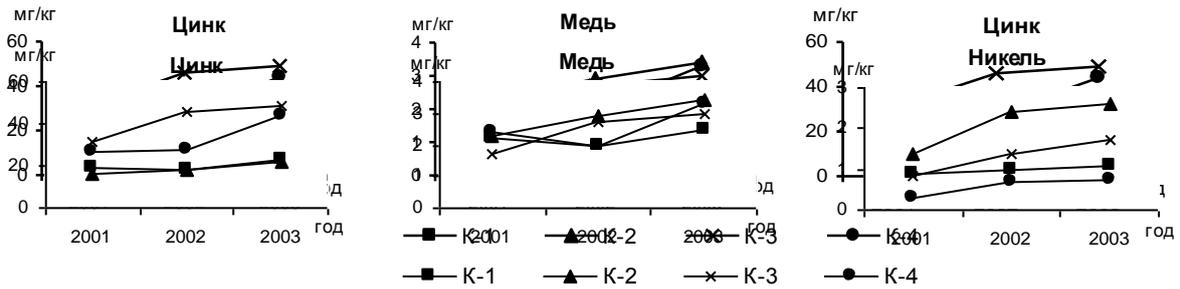


Рис. 2. Характер изменения концентраций тяжелых металлов в хвое кедр на участке УКВ в 2001 – 2003гг.

Приведенные данные указывают на наличие слабо интенсивного, но заметно выраженного влияния всех составляющих инфраструктуры УКВ, включая антропогенный ландшафт ее площадки, на приземную атмосферу, а через нее на снеговой покров и сопряженные с ним природные среды на территории, прилегающей к установке. Воздействие УКВ носит как текущий (снеговой покров), так и пролонгированный характер (почвы, растительность) и заключается в их загрязнении ассоциацией специфических экотоксикантов КВ. Это загрязнение максимально проявилось в период эксплуатации установки. В настоящее время УКВ не оказывает заметного влияния на экологическое состояние атмосферного воздуха на участке ее нахождения.

Литература

1. Кивацкая А.В. Особенности состава сточных вод при кучном выщелачивании золота (на примере Горного Алтая) // Проблемы геологии и освоения недр: Труды Седьмого Международного симпозиума им. академика М.А. Усова. – Томск: Изд-во ТПУ, 2003. – С. 633 – 635.
2. Робертус Ю.В. и др. Результаты работ по экологическому мониторингу окружающей среды при эксплуатации установки кучного выщелачивания золота на ОАО «Рудник «Веселый» в 2004 г.: Заключительный отчет по НИР. – Горно-Алтайск: АРИ «Экология», 2005. – 123 с.

МИКРОЭЛЕМЕНТЫ, ИХ ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ И ВЛИЯНИЕ НА ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ

М.Ю. Колодина, Е.А. Галочкина

Научный руководитель доцент Н.В. Барановская
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

Роль щитовидной железы (ЩЖ) в жизнедеятельности организма переоценить трудно. В настоящее время не просто растёт частота патологий ЩЖ, а изменяется по сравнению с предыдущими годами структура заболеваемости, и в этом, несомненно, значительную роль играет нарастающее огромными темпами загрязнение окружающей среды промышленными отходами и радиоактивными элементами, увеличивающийся дисбаланс микроэлементов и т.д. Проблемы биохимии живого вещества необходимо рассматривать в связи с локальными свойствами биосферы, в которых развивался данный живой организм. Немалый интерес представляет взаимодействие техногенных геохимических загрязнений среды и процессов биохимических адаптаций к ним организма (Ковальский, 1983).

Достаточно сложной представляется правильная оценка влияние различных микроэлементов на деятельность ЩЖ в частности, и всего организма в целом. Необходимость решения вопроса о нормальном уровне содержания микроэлементов в организме диктуется самой жизнью и вытекает, прежде всего, из потребностей медицинской практики (Жарников, 1969).

Достаточно долгое время поводилось изучение влияния микроэлементов на патологию ЩЖ как животных, так и людей. Определяющую роль в функционировании ЩЖ принято отводить йоду, однако в работах многих учёных (Ковальский, 1964; Жарников, 1969 и др.) показано, что на обмен йода у животных влияют и другие элементы, а зобатость от их влияния усугубляется. Было доказано, что недостаток меди и кобальта, избыток стронция и марганца способствуют выведению из организма или снижению усвоения йода, что отягощает течение эндемического зоба. Следовательно, в этиопатогенезе эндемических заболеваний необходимо учитывать не только основную причину – недостаток или избыток какого-либо элемента, но и явление антагонизма и синергизма, их взаимозависимость и взаимообусловленность действия на организм.

Исследования Г.А. Алябьева и М.М. Дмитриченко (1967) по проблеме эндемического зоба показали необходимость изучения, кроме основного этиологического фактора – йода, других биологически активных микроэлементов (марганца и кобальта), участвующих в усвоении йода организмом и синтезе тиреоидных гормонов в ЩЖ. Ими установлено, что наибольшее количество йода и кобальта обнаружено у лиц, не болевших зобом при наименьшем количестве у них марганца. У больных зобом людей наблюдалась совершенно противоположная ситуация.

Для Томска и Томской области крайне актуальна проблема ЩЖ. Природный недостаток йода в почве формирует естественную биогеохимическую провинцию, причём имеющийся лёгкий дефицит йода полностью не объясняет продолжающийся неуклонный рост тиреопатий. Г.И. Цыров и др. (2002) связывает это с исторически сложившейся геохимической структурой района проживания и изменяющимся во времени воздействием техногенного

фактора. При анализе высоких ПДК микроэлементов было выявлено, что синдром гипертиреоза сочетается с высокими концентрациями As, Mg, U, Hf, с синдромом гипотиреоза: Mn, Fe, Zn, Cs, F, Au. Было показано, что сочетание воздействия повышенных концентраций вышеперечисленных микроэлементов и йододифицита приводит к росту патологий, за счёт суммирования и потенцирования их негативных эффектов.

Изучая патогенез заболеваний в регионах, необходимо принимать во внимание биогеохимическую ситуацию региона, не ограничиваясь кратковременным наблюдением.

Так как на данный момент патология ЩЖ является одной из актуальных проблем не только нашего региона, следует более тщательно изучать роль микроэлементов в развитии ЩЖ и её различных патологий.

Литература

1. Алябьев Г.А., Дмитриченко М.М. О роли йода, марганца и кобальта в развитии эндемического зоба // Микроэлементы в биосфере и применение их в сельском хозяйстве и медицине Сибири и Дальнего Востока: Доклады III Сибирской конференции (г. Омск, 1969 г.). – Улан-Удэ, 1971. – С. 448.
2. Цыров Г.И., Столярова В.А., Герасимов О.А. Структура патологии щитовидной железы и её взаимосвязь с особенностями геохимической структурой Томской области // Влияние загрязнения окружающей среды на здоровье человека: Материалы I Всероссийской научной конференции с международным участием. – Новосибирск, 2002.
3. Жарников И.И. Эндемические заболевания сельскохозяйственных животных в бурятской АССР // Микроэлементы в биосфере и применение их в сельском хозяйстве и медицине Сибири и Дальнего Востока: Доклады III Сибирской конференции (г. Омск, 1969 г.). – Улан-Удэ, 1971. – С. 344 – 347.
4. Ковальский В.В. Современные направления и задачи биогеохимии. Биологическая роль микроэлементов. – М.: Наука, 1983. – 288 с.

ОЦЕНКА НЕГАТИВНОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНЫЙ ПОКРОВ В ЗОНЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ ПРЕДПРИЯТИЙ МЕТАЛЛУРГИИ

Д.С. Корельский

Научный руководитель профессор М.А. Пашкевич

*Санкт-Петербургский государственный горный институт им. Г.В. Плеханова
(технический университет), г. Санкт-Петербург, Россия*

В настоящее время одной из наиболее важных экологических проблем является проблема загрязнения почв в районах техногенного воздействия предприятий минерально-сырьевого комплекса. Способность многих поллютантов аккумулироваться приводит к появлению зон стабильного загрязнения. Они сохраняются долгое время даже после завершения работы предприятий, являющихся источниками загрязнения. Мониторинг приповерхностного слоя почв и растительности в зонах воздействия направлен на контроль состояния земель, представляющих сельскохозяйственную и лесохозяйственную ценность, и предупреждение экологических катастроф, с полным выводом земель из оборота.

В Российской Федерации методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий осуществляется по методике расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий (ОНД-86), принятой в 1986 году. Нормы предназначены для расчета приземных концентраций в двухметровом слое над поверхностью земли, а также вертикального распределения концентраций. Практически для реализации алгоритма расчетов по ОНД-86 используются стандартные компьютерные программы (например – «Эколог-ПРО»), которые имеют широкое распространение и применяются для оценки атмосферного переноса поллютантов и зонирования местности по степени загрязненности атмосферного воздуха практически на всех предприятиях.

В данной работе описывается сравнение результатов расчета по методике ОНД-86 и практических исследований, проведенных в районе г. Бокситогорска Ленинградской области, в зоне непосредственного воздействия Бокситогорского глиноземного завода.

По данным Государственного доклада ОАО «Бокситогорский глинозем» входит в первую десятку предприятий Ленинградской области по количеству выбросов в атмосферу и водные объекты. Годовой объем валового выброса предприятий г. Бокситогорска в атмосферу в настоящее время варьирует в диапазоне 1,5 – 2,0 % от общего выброса по области. По многолетним данным о розе ветров в Бокситогорском районе, около 50 % всех ветров приходится на юго-западное направление. Это значит, что северо-восточная от завода область, где на расстоянии всего 1,2 км проходит граница города, наиболее подвержена негативному влиянию атмосферных выбросов. В связи с этим Бокситогорский район характеризуется наибольшей по Ленинградской области частотой респираторных заболеваний сельского населения. В частности, туберкулезом легких страдает 229,9 из 1000 сельских жителей, что является наиболее высоким показателем по области.

Степень загрязненности атмосферного воздуха на территории Бокситогорского района определялась методом лишеноиндикации, т.е. на основе использования лишайников в качестве биоиндикаторов состояния воздушной среды.

Использование эпифитных (растущих на стволе) лишайников сосны как показателей качества атмосферного воздуха было обусловлено исключительной чувствительностью данных организмов к загрязнителям окружающей

среды, связанной с отсутствием у них защитных покровов и средств вывода поллютантов. При этом лишайники, как известно, наиболее чувствительны именно к воздействию диоксида серы и оксидов азота, составляющих основу вредных выбросов завода в атмосферу.

Работы проводились на 14 станциях. Каждая станция наблюдений представляла собой квадратную площадку (50x50 м), в пределах которой рандомизированно выбирались 10 сосен. Деревья обследовались в общепринятом порядке. Визуальная балльная оценка степени дефолиации и дехромации сосен, их энтомологических повреждений проводились согласно Санитарным правилам леса, методикам лесопатологического мониторинга и ICP-Forests.

Для определения проективного покрытия лишайниками стволов сосен был предложен оригинальный метод, отличающийся простотой и достаточно высокой точностью. Суть метода заключалась в следующем: для определения проективного покрытия ствола лишайниками применялись стандартные прозрачные полиэтиленовые пленки (в форме квадрата со стороной 10 см).

На стволе каждого дерева фиксировалось по 10 пленок: на пяти уровнях высоты (0, 60, 90, 120 и 150 см от основания ствола) по двум румбам (северо-восточному и юго-западному: минимальный и максимальный уровень инсоляции соответственно). На каждой пленке маркировались области покрытия ствола лишайниками с различными типами талломов. Далее площади проективного покрытия определялись в лабораторных условиях весовым методом. Преимущество данного метода перед общепринятым (использование рамок такого же размера с приблизительной визуальной оценкой проективного покрытия) обусловлено его гораздо большей точностью.

По мере приближения к г. Бокситогорску, эпифитная лишенофлора закономерно реагирует:

1) обеднением видового состава (в первую очередь за счет кустистых лишайников), уменьшением их видового богатства и разнообразия (эквивалентности);

2) структурной перестройкой: уменьшением абсолютных и относительных показателей обилия (проективного покрытия) кустистых и, в меньшей степени, листоватых лишайников, при возрастании относительных, а иногда и абсолютных показателей обилия лишайников накипных. Практически оба метода лишеноиндикации (как на основе видовой диагностики и учета видов-индикаторов, так и по соотношению проективных покрытий ствола лишайниками с разными талломами) дают одинаковые результаты при выделении зон воздействия и влияния Бокситогорского глиноземного завода на окружающую природную среду. В связи с этим, целесообразно рекомендовать для биоиндикации техногенного воздействия на наземные экосистемы предложенный метод экспресс-оценки проективных покрытий ствола сосен лишайниками с разнотипными талломами (с использованием стандартных полиэтиленовых пленок). Метод позволяет проводить лишеноиндикационные исследования быстро, широкомасштабно, без привлечения специалистов-систематиков (поскольку идентификация типа таллома весьма доступна) и с приемлемой точностью.

Определенная по ОНД-86 площадь воздействия Бокситогорского глиноземного завода на атмосферный воздух составляет около 43 км². Результаты лишеноиндикации позволяют существенно скорректировать оценку зоны воздействия и зоны влияния на наземные экосистемы. Таким образом, реальная область негативного воздействия на окружающую среду в 7 раз превышает расчетную и составляет около 292 км².

На основании результатов исследований содержания соединений металлов в атмосферном воздухе и почве, проведенных в ряде крупных промышленных городов (Ревич Б.А. и др., 1982), выявлены количественные связи между концентрациями некоторых металлов в этих сопредельных средах: в почве определяется валовое содержание металлов и по ним проводится дальнейший расчет.

На примере свинца и меди установлены следующие достоверные корреляции, выраженные следующими уравнениями регрессии:

- зависимость между содержанием свинца в атмосферном воздухе (x) и почве (y):
 $y=1324x + 6,3, \quad (1)$

то есть ПДК свинца в воздухе (0,3 мкг/м³) соответствует концентрация в почве 400 мкг/кг (при ПДК свинца в почве 32 мг/кг);

- зависимость между содержанием меди в атмосферном воздухе (x) и почве (y):
 $y=526x + 457 \quad (2)$

То есть ПДК оксида меди (в пересчете на медь) в воздухе (2,0 мкг/м³) соответствует концентрация в почве 1,5 мг/кг (при ПДК меди в почве 3,0 мг/кг);

Таким образом, при постоянной концентрации оксида меди в атмосферном воздухе соответствующей двум ПДК, в почве может аккумулироваться устойчивое превышение.

Полученная в соответствии с ОНД-86 зона влияния тяжелых металлов ограничивается 750 метрами от завода, где концентрации свинца и его соединений не должны превышать 0,05 ПДК, то есть в пределах СЗЗ. Однако, при проведении отбора проб почв в СЗЗ предприятия с целью определения ореолов загрязнения почвенного покрова и дальнейшем лабораторном анализе с применением рентгенофлуоресцентного (рентгенофлуоресцентный спектрометр ED2000 фирмы Oxford Instruments (Великобритания)) и атомно-абсорбционного (атомно-абсорбционный спектрометр AAS5EA фирмы Analytic Jena (Германия)) методов, были получены следующие результаты. На расстоянии 200, 400 и 500 метров от источника выбросов концентрации многих тяжелых металлов оставались на уровне фоновых, а пробы, отобранные на границе километровой СЗЗ, дали достоверные превышения фоновых значений по меди, марганцу, цинку и свинцу. Это означает, что данные, полученные при помощи программы «Эколог-ПРО» и предоставляемые предприятием не соответствуют действительности, а зона загрязнения тяжелыми металлами может распространяться на город. Это обосновывает необходимость проведения мониторинга и контроля состояния почвенного слоя в зоне воздействия ОАО «Бокситогорский глинозем» и непосредственно в городе. На основании комплексного исследования возможна разработка новой методики расчета рассеивания тяжелых металлов в зонах воздействия предприятий металлургической промышленности.

Обобщая все выше сказанное можно с уверенностью утверждать, что существующие методики оценки загрязненности атмосферного воздуха не могут использоваться в качестве достоверного и достаточного описания экологической ситуации в зоне воздействия промышленных предприятий. Также невозможна интерпретация результатов расчета как предельного содержания вредных веществ во всех природных средах, так как, многие поллютанты рассеиваясь в воздухе способны накапливаться в почвах и растениях. Все это обосновывает необходимость подтверждения теоретических расчетов результатами аналитического контроля состояния компонентов природной

среды. Особенно это необходимо в зонах воздействия крупных промышленных предприятий, выбросы которых могут резко отрицательно влиять на человека и приводить к деградации водных, земельных и биологических ресурсов.

Литература

1. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий ОНД-86. Госкомгидромет. – Ленинград, 1987.
2. О состоянии окружающей природной среды Российской Федерации в 1999 году: Государственный доклад. Министерство природных ресурсов Российской Федерации. – М., 2000.
3. АКТ № 14-15/2244 проверки соблюдения требований природоохранного законодательства РФ от 19.03 2004г.
4. Ревич Б.А., Сает Ю.Е., Смирнова Р.С., Е.П. Сорокина. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территории городов химическими элементами. – М.: ИМГРЭ, 1982.

СВЯЗЬ СВИНЦОВОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ И БУФЕРНОСТИ ПОЧВ НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ РЕСПУБЛИКИ АЛТАЙ

Р.В. Любимов

Научные руководители: директор Алтайского регионального института экологии Ю.В.Робертус, заместитель директора Института водных и экологических проблем Сибирского отделения Российской академии наук

А.В. Пузанов

*Институт водных и экологических проблем Сибирского отделения
Российской академии наук, г. Барнаул, Россия*

Известно, что даже при значительном техногенном загрязнении почвенного покрова переход тяжелых металлов (ТМ) в растения может оказаться незначительным, что обусловлено защитными возможностями почвы. Последние в значительной мере зависят от физико-химических свойств почвы, главным образом от содержания тонкодисперсных частиц, гумуса, наличия карбонатов и рН среды, которые способны переводить большее количество ионов ТМ в слабомигрирующие соединения (Ринькис, 1972).

С целью уточнения защитных (буферных) свойств почв населенных пунктов Республики Алтай (РА) и выявления тенденций их изменения в зависимости от степени антропогенного воздействия, автором была проведена их оценка по методике, предложенной В.Б. Ильиным (1995) (таблица 1).

Таблица 1

Средняя буферность почв (по отношению к тяжелым металлам) населенных пунктов РА

Типы почв населенных пунктов РА	Фоновые почвы		Целинные почвы			Пахотные почвы		
	балл	степень	балл	степень	К _с	балл	степень	К _с
горно-лесная бурая	20,5	средняя	31,5	повышенная	1,5	26,7	средняя	1,3
горно-лесная черноземная	26,5	средняя	32,5	повышенная	1,2	нет данных		
горно-лесная дерновая	26,5	средняя	43,3	высокая	1,6	нет данных		
горно-лесная серая	30,5	повышенная	47,3	высокая	1,6	нет данных		
лугово-черноземная	33,0	повышенная	48,8	высокая	1,5	36,9	повышенная	1,0
каштановая	36,5	повышенная	43,8	высокая	1,2	нет данных		
чернозем южный	30,5	повышенная	47,3	высокая	1,6	40,9	высокая	1,3
чернозем обыкновенный	29,0	средняя	47,3	высокая	1,6	40,9	высокая	1,3
чернозем оподзоленный	46,0	высокая	49,3	высокая	1,1	47,2	повышенная	1,0
чернозем выщелоченный	44,5	высокая	48,8	высокая	1,1	45,2	повышенная	1,0

Результаты расчетов указывают на среднюю и повышенную буферность (20,5 – 36,5 баллов) основных типов почв (в их фоновом состоянии) и на их переход в преобладающую высокую степень (более 40 баллов) в антропогенно измененных почвах населенных пунктов РА. В последних увеличение буферности целинных почв составило 10 – 60%, в пахотных почвах – 0 – 30%. Таким образом, полученные данные по Республике Алтай подтверждают данные В.Б. Ильина об усилении защитных свойств почвы при нарастании антропогенного прессинга.

Анализ изменения буферности наиболее изученных горно-лесных почв и выщелоченных черноземов в зависимости от степени антропогенного воздействия установил увеличение их буферности и одновременное увеличение концентрации свинца в почвах. Между ними имеется положительная значимая корреляционная связь ($r = 0,13$ при $n = 353$). Несколько пониженная по сравнению с целинными почвами буферность пахотных почв объясняется в целом более низкими значениями обуславливающих ее физико-химических свойств (таблица 2).

Таблица 2

Зависимость концентраций свинца и буферности почв населенных пунктов РА от степени антропогенного воздействия

Типы почв	Состояние почв	Число проб	Буферность, балл (содержание Pb вал., мг/кг)		
			слабое	умеренное	сильное
Горно-лесная серая	целинная	66	30,4 (14,0)	36,3 (24,7)	41,1 (40,0)
Чернозем выщелоченный	целинная	89	35,6 (16,3)	41,3 (30,5)	44,4 (55,0)
	пахотная	36	34,6 (15,8)	38,1 (24,3)	44,0 (50,0)
г. Горно-Алтайска (все типы почв)	целинная	60	35,4 (24,0)	39,9 (48,8)	43,8 (116,7)
Сельские пункты РА (все типы)	целинная	293	33,8 (20,1)	37,9 (39,2)	41,3 (63,9)

Для подтверждения тезиса о возможности получения экологически чистой сельскохозяйственной продукции, произрастающей на загрязненной тяжелыми металлами почве, была проанализирована связь между буферностью почв г. Горно-Алтайска и содержанием свинца в широко распространенном эдификаторе антропогенных ландшафтов – одуванчике *Taraxacum officinale* (рис.1). В результате установлено снижение концентраций свинца в листьях и корнях одуванчика при увеличении буферности почв, что указывает на уменьшение усвояемых растениями форм свинца.

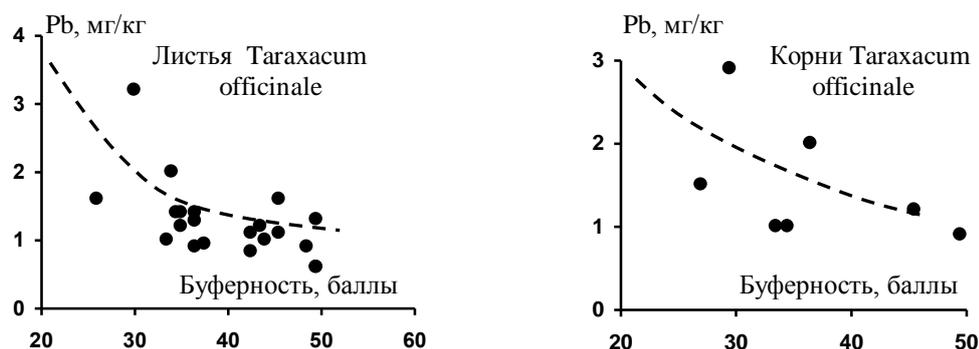


Рис. 1. Характер зависимости содержания свинца в одуванчике от буферности почв

Имеющиеся данные станции агрохимической службы «Горно-Алтайская» и ЦГСЭН по РА свидетельствуют о невысоком содержании свинца в злаковых и травах реперных участков на территории республики, а также в местных продуктах питания растительного происхождения (таблица 3).

Таблица 3

Содержание свинца в дикоросах и продуктах питания, произведенных в Республике Алтай

Группы продуктов питания	Виды продуктов	n	Содержание свинца, мг/кг		
			lim	\bar{X}	ПДК, ДОК
Дикорастущие съедобные растения	Папоротник орляк	13	0,1 – 1,8	0,9	10,0
	Черемша	5	< 0,1 – 3,6	1,5	
	Дикий лук	7	0,3 – 1,7	1,2	
Местные продукты питания растительного происхождения	Хлеб, х/б изделия	73	0 – 0,030	0,014	0,35
	Фиточаи	95	0 – 0,012	0,005	6,0
	Кедровый орех	9	0,01 – 0,07	0,023	0,5
Местные продукты питания животного происхождения	Мясопродукты	47	0,03 – 0,15	0,080	1,0
	Масло сливочное	5	0 – 0,006	0,002	0,1
	Молочные продукты	23	0 – 0,011	0,004	0,3

Таким образом, высокая буферность возделываемых почв заметно снижает переход обменных форм свинца в культурные растения и их плоды, несмотря на нередко повышенное содержание свинца в пахотных почвах населенных пунктов республики (Любимов, 2003).

Вышеизложенное позволяет сделать следующий вывод: антропогенно измененные почвы населенных пунктов Республики Алтай обладают повышенными и высокими защитными свойствами по отношению к тяжелым металлам, обуславливающими на примере свинца их низкий уровень присутствия (заметно ниже установленных санитарно-гигиенических нормативов) в местных продуктах питания растительного и животного происхождения.

Литература

- Ильин В.Б. Оценка буферности почв по отношению к тяжелым металлам // Агрохимия, 1995. – № 10. – С. 109 – 113.
- Любимов Р.В. Техногенное свинцовое загрязнение почв Республики Алтай // Проблемы геологии и освоения недр: Труды Седьмого Международного научного симпозиума им. академика М.А. Усова студентов, аспирантов и молодых ученых. – Томск: Изд-во ТПУ, 2003. – С. 647 – 650.
- Ринькис Г.Я. Оптимизация минерального питания растений. – Рига: Зинанте, 1972. – 355 с.

КЛАССИФИКАЦИЯ ГОСУДАРСТВЕННЫХ ПЛАТЕЖЕЙ ДЛЯ УПРАВЛЕНИЯ КАЧЕСТВОМ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

М.П. Любятинская

Научный руководитель профессор Г.Ю. Боярко
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

В условиях перехода к рыночной системе в деле государственного регулирования природопользования и охраны природной среды исключительно важное значение имеет создание соответствующих механизмов (Федцов и др., 2002; Протасов, 2001). Среди экономических механизмов управления природоохранной деятельностью основным инструментом является так называемый институт государственных платежей (Экономические..., 2002).

Платность является одним из основных принципов природопользования. В соответствии с законодательством об окружающей среде введение платности преследует достижение ряда целей:

Во-первых, она является источником пополнения государственного и местного бюджетов, а также экологических фондов.

Во-вторых, важнейшая цель платежей – стимулирование природопользователей к рациональному использованию тех ресурсов, за которые они платят, а также повышение эффективности их природоохранительной деятельности.

Основа платности природопользования заложена в Законе «Об охране окружающей природной среды». Согласно этому Закону устанавливаются следующие виды платежей (таблица 1) (Федцов и др., 2002; Лукьянчиков, 1999):

Таблица 1

<i>Виды платежей</i>		
Рентные платежи	Репарационные платежи	Репрессионные платежи
↓	↓	↓
За добычу полезных ископаемых За использование недр За использование земель За использование воды За использование лесных ресурсов	За ущерб водной среде За ущерб рыбному и животному миру За перевод лесных земель в нелесные За сброс отходов в водную среду За выброс вредных веществ в атмосферу За размещение отходов	Штрафы Возмещение ущерба

1. Рентные платежи

Введение платежей за использование природных ресурсов – прямое следствие преобразования природоресурсных отношений, проводимых на базе рыночных реформ. При установлении платности за пользование природными ресурсами ставятся следующие задачи:

- повышение заинтересованности производителя в эффективном использовании природных ресурсов и земель;
- повышение заинтересованности в сохранении и воспроизводстве материальных ресурсов;
- получение дополнительных средств на восстановление и воспроизводство природных ресурсов.

Плата за **право добычи полезных ископаемых** может производиться деньгами, частью добытой продукцией, выполнением работ или предоставлением услуг. Помимо налогов за добычу полезных ископаемых, с пользователей недр производятся отчисления на создание внебюджетного фонда для финансирования поисково-разведывательных работ, расширения научных исследований (Природопользование..., 2001).

Платежи за землю направляются исключительно на цели, связанные с финансированием мероприятий по землеустройству, ведению земельного кадастра и мониторинга, охране земель, повышению их плодородия, освоению новых земель, на компенсацию собственных затрат землепользователя на эти цели, а также на погашение ссуд, выданных под указанные мероприятия (Федцов и др., 2002).

Система платежей, связанных с использованием **водными объектами** включает плату за пользование водными объектами (водный налог) и плату, направляемую на восстановление и охрану водных объектов.

Плата за пользование поверхностными водами поступает в бюджеты субъектов Федерации. Плата за право пользования подземными водами поступает в бюджет Федерации и субъектов Федерации и распределяется органами государственной представительной власти субъектов Федерации.

В этой части Основы водного законодательства противоречат Закону о недрах, ибо он не рассматривает подземные воды как составную часть недр, а пользование ими – как вид недропользования. Более того, основы водного законодательства включают подземные воды в состав государственного водного фонда, а не фонда недр. Поэтому все отчисления за пользование подземными водами правильнее было бы направлять в фонды восстановления и охраны водных объектов.

Лесные подати поступают в бюджеты городов и районов. Часть средств направляется на охрану и защиту лесов.

Фонд воспроизводства, охраны и защиты лесов создается за счет отчислений лесопользователей. Он является государственным внебюджетным фондом. Его средства расходуются на воспроизводство, охрану, защиту лесов; на содержание лесной охраны, лесоустройство, учет, мониторинг лесов, организацию пользования лесным фондом (Федцов и др., 2002; Природопользование..., 2001).

В области рентных платежей необходимо введение саморегулирующего путем минимизации изъятия природных ресурсов (уменьшение изъятия земельных, водных, лесных и прочих ресурсов).

2. Ремонтные платежи

Платежи за загрязнение окружающей среды занимают центральное место в системе инструментов экологического регулирования.

Платежи за загрязнение окружающей среды представляют собой реконструированную модель экологического налога. Внедрение их в практику связано с решением ряда задач:

- во-первых, требуется создание системы мониторинга и контроля выбросов (сбросов) всех видов вредных веществ. Недоучет некоторых загрязнений ведёт к занижению величины суммы платежей;
- во-вторых, требуется разработка нормативно-методической базы, на основе которой исчисляются платежи;
- в-третьих, ставка платежей должна быть таковой, чтобы предприятию было выгодней снижать выбросы, а не делать отчисления. Этого можно достичь лишь в том случае, если ставка платежей будет превышать стоимость (издержки) снижения уровня загрязнений (Лукьянчиков, 1999).

Поступающие **платежи за ущерб рыбному и животному миру** перечисляются в местный бюджет и используются на улучшение ведения охотничьего хозяйства, воспроизводство рыбных запасов.

Платежи за предельно допустимые выбросы (сбросы) размещение отходов, уровни вредного воздействия осуществляются за счет себестоимости продукции (работ, услуг), а платежи за их превышение – за счет прибыли, остающейся в распоряжении природопользователя.

Плата, поступающая в федеральный бюджет, направляется на формирование федерального целевого бюджетного экологического фонда. Плата, поступающая в федеральный целевой бюджетный экологический фонд, бюджеты субъектов РФ и местные бюджеты должна использоваться не менее, чем на 80% для финансирования мероприятий по восстановлению и охране объектов.

Платежи за выбросы и размещение отходов производятся за счет себестоимости продукции, а платежи за превышение лимитных загрязнений – за счет прибыли, которая остается в распоряжении предприятия – загрязнителя.

Существует **плата за захоронение отходов**. Этот вид недропользования относится к использованию недр, не связанному с добычей полезных ископаемых.

В настоящее время в Законе определяется только плата за захоронение нефти и газа (Природопользование..., 2001).

В отношении ремонтных платежей необходимо заинтересовать недропользователя в участие его в природовосстановительных мероприятиях, взамен части или всех платежей или в счет ремонтных платежей.

3. Ремонтные платежи

Экономическое направление имеет целью развитие экономических механизмов охраны окружающей среды и рационального природопользования. Оно включает экономическое побуждение, которое реализуется посредством введения **штрафов** за негативные экологические воздействия или, наоборот, налоговых льгот, поощряющих производство экологически чистой продукции и т. п. Данное направление нацелено на то, чтобы заинтересовать хозяйствующих субъектов к выполнению природоохранных мероприятий.

Однако на данном этапе штрафные санкции не являются достаточно эффективными, поскольку не существует четкой градации размера штрафов за тот или иной ущерб, причиненный окружающей среде. А их выплаты идут в доход муниципальных учреждений, а не на осуществление природовосстановительных мероприятий.

Административно-правовое направление предполагает административную и юридическую ответственность нарушителей экологического законодательства, природоохранных, санитарных и других правил. При этом предполагается привлечение руководящих работников к той или иной ответственности за причиненный природе и человеку **ущерб**. Необходимо значительное повышение экологической дисциплины со стороны администрации предприятий.

Здесь особая роль принадлежит четкой и оперативной работе судебных органов и органов правопорядка (Федцов и др., 2002).

Все выше представленное говорит о государственном участии в управлении платежами. Что же касается **участия недропользователей в управлении платежами**, то оно следующее:

- строительство инженерно-защитных сооружений по снижению воздействия на окружающую среду (очистные сооружения и т.п.);
- участие недропользователей в природовосстановительных мероприятиях (рекультивация земель, лесопосадки, создание рыбных заводов и т.п.).

Способы управления платежами представлены в таблице 2.

Для привлечения недропользователей к деятельности в области управления платежами необходимо ввести для недропользователей процедуру экологического страхования рисков событий.

В **заключении** хочется сказать, что причинами экологического неблагополучия являются также недоработки организационно-правового и экономического регулирования природопользовательской деятельности и охраны окружающей среды.

В идеальном случае система платного природопользования должна включать как платежи, так и налоги. Экологический налог должен представлять собой своеобразную плату за пользование ассимиляционным потенциалом территории, взиматься в бюджет и использоваться на социально-экономические нужды.

Платежи должны направляться в экологические фонды и использоваться на природоохранные цели. Экологический налог на выбросы загрязняющих веществ в пределах стандарта должен включаться в себестоимость продукции и, соответственно в ее цену. В этом случае за загрязнение природной среды будут платить потребитель и загрязнитель. Потребитель платит за выброс (сброс) загрязняющих веществ в пределах стандарта, то есть за то количество загрязнений, которого нельзя избежать при внедрении лучшей из имеющейся в мировой практике технике и технологии.

Это позволит стимулировать внедрение в практику новых экологически чистых технологий и видов производства (Федцов и др., 2002; Голуб и др., 1995).

Рентные платежи	За добычу полезных ископаемых	Минимизация изъятия и полнота извлечения полезных ископаемых из недр
	За использование недр	Минимизация отчуждения рабочих площадей
	За использование земель	Минимизация изъятия земельных ресурсов
	За забор воды	Минимизация забора воды
	За использование лесных ресурсов	Минимизация изъятия лесных ресурсов
Репарационные платежи	За ущерб водной среде	Минимизация отторжения водных ресурсов
	За ущерб рыбному и животному миру	Минимизация уничтожения среды обитания рыб и животных
	За перевод лесных земель в нелесные	Минимизация обезлесывания территорий
	За сброс отходов в водную среду	Минимизация сбросов
	За выброс вредных веществ в атмосферу	Минимизация выбросов
	За размещение отходов	Минимизация накопления твердых отходов
Репрессионные платежи	Штрафы	Введение эффективных штрафных санкций
	Возмещение ущерба	Значительное повышение экологической дисциплины со стороны администрации предприятий

Литература

1. Голуб А.А., Струкова Е.Б. Экономика природопользования. – М.: Аспект Пресс, 1995. – 188 с.
2. Лукьянчиков Н.Н. Экономико-организационный механизм управления окружающей средой и природными ресурсами. – М.: НИА-Природа, 1999. – 232 с.
3. Природопользование: Учебник / Под редакцией проф. Э.А. Арустамова. – М.: Издательский Дом «Дашков и К^о», 2001. – 276 с.
4. Протасов В.Ф. Экология, здоровье и охрана окружающей среды в России: Учебное и справочное пособие. – М.: Финансы и статистика, 2001. – 672 с.: ил.
5. Федцов В.Г., Дрягилев Л.А. Экология и экономика природопользования: Учебно-методическое пособие / Под ред. П. В. Забелина. – М.: Издательство РДЛ, 2002. – 232 с.
6. Экологические основы природопользования: Учебное пособие / Под ред. проф. Э.А. Арустамова. – М.: Издательский Дом «Дашков и К^о», 2002. – 236 с.

ПРОБЛЕМЫ ОТСЛЕЖИВАНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОБСТАНОВКИ ПРИ БУРЕНИИ СКВАЖИН НА ШЕЛЬФЕ

Е.Е. Мельников, Н.А. Аверина

Научный руководитель ассистент А.В. Кузьмин

Самарский государственный технический университет, г. Самара, Россия

Практическая реализация государственной политики в области охраны окружающей среды при производстве морских буровых работ осуществляется Министерством природных ресурсов РФ посредством экономической оценки природных ресурсов, определения экологического ущерба, ведения новых правовых норм и материальных гарантий охраны природных ресурсов. В связи с этим проблемы экологического сопровождения можно считать первостепенной задачей экологических служб нефтегазоразведочных предприятий, осуществляющих работы на шельфе Баренцева моря.

Среди основных видов воздействия на окружающую среду при проведении морских буровых работ выделяются: прямое воздействие физических полей, воздействие через изменение физических качеств среды, непосредственное химическое воздействие, воздействие через изменение природных химических параметров среды.

Поскольку изменение качества среды нарушает взаимосвязи и динамические процессы в экосистемах, при экологическом мониторинге морского бурения, мы считаем, что необходимо производить контроль возможно большего числа физических, химических и биологических параметров среды.

К физическим факторам, подлежащим инструментальным замерам, относятся: акустические шумы в широком диапазоне спектра (в воздушной и в водной среде); тепловое воздействие от выхлопных газов силовых установок и продуктов сгорания попутного газа в факеле; замутнение морской воды; переотложение грунта (при механическом воздействии на дно); электромагнитные поля; твердые отходы бурения (шлам, бытовой мусор).

Основной ущерб окружающей среде при морском бурении могут нанести химические вещества и соединения. С морских буровых установок в окружающую среду могут попасть нефтяные углеводороды (в виде дизельного топлива, мазута, нефтесодержащих смазок и сырой нефти); технологические жидкости (буровой раствор, жидкие и растворимые присадки); твердые или порошкообразные реагенты (шлам и др.); выхлопные газы (энергоустановок) и продукты сгорания попутной углеводородной продукции; хозяйственно-бытовые и фекальные сточные воды. Потенциальными

источниками химического загрязнения могут служить системы приготовления и циркуляции бурового раствора и жидких реагентов; ёмкости хранения и системы выдачи сыпучих химических материалов; система приёма-выдачи горюче-смазочных материалов; хозяйственно-бытовой блок; палуба буровой установки, устьевое оборудование скважины.

Часть из перечисленных физических и химических факторов воздействия морского бурения на окружающую среду можно измерить непосредственно при проведении морских буровых работ. Для этого на морских буровых платформах требуется установка специализированных автономных контрольно-измерительных комплексов постоянного действия. В сочетании с периодической мониторинговой съёмкой района бурения по регулярной сети точек (от 0 до 2 км от скважины) эти комплексы дают наиболее достоверную информацию о состоянии окружающей среды. Другой возможностью являются систематические контрольные замеры физических и химических параметров среды по регулярной сети точек вокруг буровых установок с судов обеспечения. И, наконец, третья возможность заключается в применении комплексного расчётно-оценочного метода, базирующегося на результатах ограниченных по количеству периодических изменений параметров среды, экспериментальных данных и теоретических предположениях.

Применение инструментальных методов регистрации физико-химических параметров среды требует значительных финансовых затрат. По оценочным данным стоимость одного автомобильного контрольно-измерительного комплекса, позволяющего непосредственно на буровой установке учитывать основной спектр физических и химических параметров среды, колеблется от 450 до 800 тысяч долларов. Комплекс контрольно-измерительных приборов периодического применения за счет использования переносного и стационарного лабораторного оборудования и более дешевых химических реактивов в 1,5 – 2 раза дешевле. Однако в этом случае основные расходы на мониторинг окружающей среды будут сопряжены с многократным использованием судов обеспечения для периодических замеров параметров среды вокруг буровых установок. Учитывая высокую стоимость фрахта судов при еженедельных суточных замерах суммарные расходы на систематические измерения за период строительства скважины (4 – 4,5 мес.) могут составить 120 – 150 тыс. долларов.

Комплексный расчётно-оценочный метод параметров среды значительно более дешёвый (30-40 тысяч долларов) и наиболее часто применимый. Однако его специфика не позволяет учитывать краткосрочные вариации физико-химических параметров в период бурения в зависимости от динамики изменения технологических и природных факторов. Программу мониторинга (режим, сетка наблюдений, измеряемые параметры) в случае применения комплексного метода целесообразно стандартизировать в соответствии с международной практикой подобных исследований. При этом в основе выбора контролируемых при экологическом мониторинге параметров природной среды лежат результаты ОВОС и опыт многолетних мониторинговых работ нефтегазодобычи в Мексиканском заливе, Северном и Норвежском морях.

Наиболее проблематичной, среди прочих, является оценка воздействия морского бурения на морскую биоту.

Экспериментальные работы и моделирование показало, что воздействие физических факторов (акустического излучения, электромагнитных полей и т.д.) на биоту носит локальный и кратковременный характер, зависит от вида животных и рыб и проявится, в основном, в их уходе от источника возмущения. Воздействие, связанное с замутнением воды и переотложением выбуренного грунта также можно считать несущественным. Наибольшую экологическую опасность для морской среды представляет ее химическое загрязнение. В связи с этим при мониторинге биологической части экосистемы исследуются такие параметры как: количество видов зообентоса на единицу площади; количество и биомасса индивидов каждого вида; ТНС (общее содержание углеводородов); NPD (содержание нафталина, фенантратрационного соотношения, дибенгиофени С3 алкилгомологи); бициклические углеводороды в мышцах и печени рыб, их размер и возраст, устойчивость и чувствительность живых организмов к токсикантам, содержащимся в веществах применяемых при бурении и ряд других показателей. Ввиду многофакторности этой задачи и высокой стоимости непосредственных натуральных исследований систематические наблюдения в условиях Крайнего Севера и удаленности районов буровых работ от контролирующих экоаналитических центров экономически не оправданы. Наиболее приемлемой формой экологического мониторинга в части наблюдений за влиянием воздействия морского бурения на живые организмы также можно считать комплексный расчётно-оценочный метод.

С учетом изложенных факторов можно считать применение комплексного расчётно-оценочного метода исследования воздействия морского бурения на окружающую среду экономически целесообразным и достаточным при безаварийной работе морских буровых установок.

ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ТЕРРИТОРИИ ЗЫРЯНСКОГО РАЙОНА ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ ПО ДАННЫМ ЛИТОГЕОХИМИЧЕСКОЙ СЪЕМКИ

Е.С. Олейник, Ю.С. Прокопьева, М.Г. Деева

Научный руководитель доцент Н.В. Барановская
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

Исследование почв населенных пунктов Зырянского района было проведено с целью изучения эколого-геохимического состояния территории и выявления возможного влияния качества почв на уровень заболеваемости местного населения.

Зырянский район расположен в юго-восточной части Томской области. Площадь Зырянского района составляет 4 тыс. км². Численность населения в исследуемых населенных пунктах не превышает 2 тыс. человек (кроме

районного центра – с. Зырянского). Основной жилой фонд составляют деревянные одноэтажные дома с печным отоплением и приусадебными участками, реже кирпичные малоэтажные.

Выбор данной природной среды для изучения обусловлен тем, что почвенный покров является идеальной депонирующей средой. В составе почв фиксируются как природные составляющие, которые характерны для почвообразующих пород, так и частицы техногенного происхождения, поступающие за счет выбросов котельных и других источников загрязнения. Почвенный покров урбанизированных территорий представляет собой сложную природно-антропогенную систему. Продукты техногенеза накапливаются в верхних горизонтах почв, изменяя их химический состав, и включаются в природные и техногенные циклы миграции. В почве накапливаются вещества, не подверженные процессам полного разрушения, которые особо опасны для живых организмов в виде пылевой составляющей (Язиков, Шатилов, 2004).

Количество проб, взятых на территории района и исследуемых в данной работе – 39. При анализе элементного состава почвы были определены 27 химических элементов, среди которых: хром, кобальт, сурьма (II класс опасности), барий, стронций (III класс опасности), железо, уран, а также малоизученные элементы (рубидий, торий, цезий, лантаноиды и др.).

Требования по отбору проб почв регламентируются следующими нормативными документами: ГОСТ 17.4.2.01-81, ГОСТ 17.4.3.01-83, ГОСТ 17.4.1.02-83, ГОСТ 17.4.4.02-84, ГОСТ 17.4.3.02-85, а также методическими рекомендациями и соответствующей программой работ (Язиков, Шатилов, 2004).

Элементный состав определен с помощью инструментального нейтронно-активационного анализа (ИНАА), который проводится на тепловых и резонансных нейтронах, отличается высокой производительностью, достаточно низкой трудоемкостью, многоэлементностью, возможностью автоматизации процессов анализа. Предел обнаружения элементов в зависимости от их активационных свойств и состава матрицы анализируемой пробы в основном колеблется от 10^{-3} до 10^{-6} % (Ермохин и др., 1995).

Расчетным методом был определен коэффициент концентрации, являющийся показателем состояния почв (Сает и др., 1990). Для наглядного отображения распространения того или иного химического элемента были построены моноэлементные схемы. Содержание тех элементов, концентрации которых оказались не превышены, предположительно отнесли к естественному содержанию в почвах данной территории. Элементы, концентрации которых превышали кларк химических элементов верхней части континентальной коры (хром, бром, сурьма, гафний и пр.), были вынесены на полиэлементную схему, показывающую приуроченность комплексов элементов к поселкам. Большая часть ореолов распространения элементов с повышенным коэффициентом концентрации обнаружилась вокруг пос. Зырянское, на втором месте – п. Чердаты. П. Зырянское является райцентром, промышленная и хозяйственная деятельность населения здесь более развиты, и кроме естественного фона возможно появление веществ, имеющих антропогенную природу.

В Зырянском районе нет крупных и даже средних по величине промышленных предприятий. Источниками загрязнения могут являться котельные и бытовые печи, автотранспорт, а также бытовые отходы.

Микроэлементный состав почвенного покрова исследуемого района, вероятнее всего, сформировался под воздействием естественных природных условий территории. Повышенные концентрации тех или иных элементов могут зависеть от преобладающего содержания их в подстилающих породах.

Загрязнение природной среды радиоактивными элементами (ураном, торием, стронцием) может происходить в результате сжигания углей в котельных. Угли, как природные образования в тех или иных количествах содержат радиоактивные элементы. Угли с высокими содержаниями урана не могут быть использованы для сжигания без специальной их подготовки и полного пылеулавливания. В углях содержится и повышенное содержание, по сравнению с земной корой (кларк по А.П. Виноградову, 1962) меди, бария, стронция и иттербия (Сает и др., 1990).

Влияние на почвенный покров оказывают различные удобрения и подкормки. Дело в том, что помимо полезных для почв компонентов, они могут содержать и вредные примеси (например, лантана и стронция). Кроме того, при обработке почв техническими средствами, в почвы попадают хром, железо и кобальт.

Расчет суммарного показателя загрязнения и построение аддитивной схемы позволили выявить, что очаги загрязнения приурочены к поселкам Зырянское, Семеновка и Чердаты, причём вокруг Зырянки загрязнение максимально. Но в соответствии с градацией делаем вывод, что в целом по району низкий уровень загрязнения. Уровень заболеваемости определяем по аддитивной схеме с помощью градации (Сает и др., 1990) – на данной территории он неопасный, уровень заболеваемости детей низкий.

Проведенные исследования показали, что техногенное воздействие в данном районе мало отразилось на качестве почвы и, соответственно, на здоровье населения. Но следует учесть то, что изменения все же есть. Контроль химических загрязнений должен проводиться не только по отдельным объектам природной среды, но и во взаимодействии между ними, чтобы наиболее полно определить реальную нагрузку химических факторов на организм человека и животных при суммарном их воздействии.

Литература

1. Буштуева В.А., Случанко И.С. Методы и критерии оценки состояния здоровья населения в связи с загрязнением окружающей среды. – М.: Медицина, 1979.
2. Геохимия окружающей среды / Под ред. Ю.Е. Саета, Б.А. Ревича, Е.П. Янина и др. – М.: Недра, 1990. – 336 с.
3. Гигиена окружающей среды. – М.: Медицина, 1986. – 97 с.
4. ГОСТ 17.4.1.02.-83 Охрана природы. Почва. Классификация химических веществ для контроля загрязнения.
5. Ермохин А.И., Рихванов Л.П., Язиков Е.Г. Руководство по оценке загрязнения объектов окружающей природной среды химическими веществами и методам их контроля: Учебное пособие. – Томск: Изд-во ТПУ, 1995. – 96 с.
6. Йогансен Б.Г. Природа Томской области. 4-е издание. – Новосибирск: Западно-Сибирское книжное издательство, 1971.
7. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территории городов химическими элементами. – М.: ИМГРЭ, 1982. – 112 с.

8. Ревич Б. и др. Региональные и локальные проблемы химического загрязнения окружающей среды и здоровья населения. – М., 1995.
9. Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск: Издательство ТПУ, 1997. – 384 с.
10. Рихванов Л.П., Нарзулаев С.Б., Язиков Е.Г. Геохимия почв и здоровье детей г. Томска. – Томск: Изд. ТПУ, 1993.
11. Рихванов Л.П., Язиков Е.Г., Сарнаев С.И. Содержание тяжелых металлов в почвах: Учеб. пособие. – Томск: Изд-во ТПУ, 1993. – 84 с.
12. Сидоренко Г.И. Можаяев Е.А. Санитарное состояние окружающей среды и здоровья населения. – М.: Медицина, 1987. – 115 с.
13. Справочник по геохимическим поискам полезных ископаемых / Под ред. А.П.Соловова, А.Я.Архипова, В.А.Бугрова и др. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
14. Язиков Е.Г., Шатилов Ю.А. Геоэкологический мониторинг: Учеб. пособие. – Томск: Изд-во ТПУ, 2004. – 276 с.

ОЦЕНКА ОПАСНОСТИ ОТХОДОВ ГОРНО-ДОБЫВАЮЩИХ ПРЕДПРИЯТИЙ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ИНFUЗОРИЙ

Я.Н. Полднева

Научные руководители: ассистент С.В. Азарова, старший преподаватель Л.Н. Нечаева

Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

Горнодобывающая промышленность является одним из наиболее мощных факторов антропогенного преобразования окружающей среды. При этом происходит загрязнение всех её компонентов, главным образом почвы и воды. Для оценки опасности отходов горнодобывающих предприятий используются расчётные и геохимические методы. Степень токсичности отходов горнодобывающих предприятий можно определить с помощью биотестирования, которое показывает влияние этих отходов на живые организмы. В настоящее время разработано большое число различных методов биотестирования для водной среды, почв, донных отложений и отходов.

Объектами изучения являются отходы трех горнодобывающих предприятия Республики Хакасии: АООТ «Тейское рудоуправление» (Тейское железорудное месторождение), ОАО «Саянмрамор» (Кибик-Кордонское месторождение мраморов и Изербельское месторождение гранитов) и ОАО «Угольный разрез Чалпан». Отходы представлены отвалами вскрышных пород, хвостохранилищами, шламоотстойниками, золошлаковыми отходами. В этих отходах по результатам ряда ранее проведённых работ было обнаружено превышение подвижных форм ряда элементов I и II классов опасности относительно ПДК (таблица 1). Для отходов Тейского железорудного месторождения характерны повышенные концентрации подвижных элементов относительно ПДК в следующих видах отходов: отвал «Северный» – Zn в 57 раз, Cr – в 18 раз, Cu – в 53 раза; хвостохранилище – F в 1,5 раза, Cr – в 12 раз, Cu – в 2 раза. Для отходов угольного разреза Чалпан – в отвале вскрышных пород концентрация Cu превышает ПДК в 1,1 раз; на золоотвале – в 1,04 раза.

По ранее проведённым исследованиям было выдано заключение, что в соответствии с критериями отнесения отходов к классам опасности для окружающей природной среды МПР РФ, проанализированные отходы относятся к V классу опасности, следовательно, необходимо проводить биотестирование на дафниях и инфузориях.

Ранее проводились исследования токсичности данных отходов с помощью биотестирования, где в качестве тест-объекта для оценки токсичности водной вытяжки из отходов горнодобывающих предприятий был использован рачок *Daphnia magna Straus* (таблица 1). Анализы выполнялись в аналитической лаборатории томской специализированной инспекции государственного экологического контроля и анализа ОГУ «Областной комитет охраны окружающей среды и природопользования», согласно методики определения токсичности в воде ФР 1.39.2001.00283. Рачок *Daphnia magna Straus* относится к низшим ракообразным, отряду ветвистоусых. Дафнии обитают в планктоне стоячих и слабопроточных пресноводных водоемов, широко распространены на территории России. По этой методике можно оценить острую и хроническую токсичность пробы. Методика основана на определении смертности и изменений в плодовитости дафний (*Daphnia magna Straus*, *Cladocera*, *Crustacea*) при воздействии токсических веществ, присутствующих в исследуемой водной среде, по сравнению с контрольной культурой в пробах, не содержащих токсических веществ (контроль). Результаты исследований показали, что водная вытяжка изучаемых проб не обладает острой токсичностью (Азарова, 2005).

В соответствии с «методикой определения токсичности почвы и донных осадков по хемотаксической реакции инфузорий», внесённой в государственный реестр методик количественного химического анализа (2002) была проведена оценка степени токсичности загрязнения отходов с использованием инфузорий. Этот метод позволяет провести оценку негативного действия водорастворимых элементов, содержащихся в отходах.

Инфузории туфельки (*Paramecium caudatum*) – вид высокоорганизованных простейших, которые сочетают в себе свойства отдельной клетки и целостного организма, относится к наиболее широко распространенным обитателям континентальных пресноводных бассейнов, которые являются объектами негативного воздействия горнодобывающих предприятий. Инфузории являются идеальным тест-объектом для оценки токсичности подвижных форм элементов в отходах горнодобывающих предприятий, т.к. сравнительный анализ биотестов различных трофических уровней показывает, что инфузории по своей чувствительности к токсикантам занимают лидирующее положение, а получаемые с их помощью оценки токсичности имеют тесную корреляционную связь с оценками, получаемыми с использованием в качестве тест-объектов многоклеточных организмов (Токсикологические..., 1998).

Таблица 1

Результаты биотестирования проб отходов горнодобывающих предприятий разными методами

Наименование предприятия	Источник загрязнения	№ пробы	Подвижные формы	Биотестирование (водная вытяжка)	
				дафнии	инфузории

			элементов, превышающие ПДК		Исходная методика		Методика ТПУ	
					Значение коэффициента экоотоксичности (%)	Степень токсичности	Значение коэффициента экоотоксичности 10 ⁻³ / (%)	Степень токсичности
АООТ «Тейское рудоуправление»	Отвал «Северный»	99113	Zn, Cr, Cu	-	18	допустимая	4,67	допустимая
	Хвостохранилище	99121	F, Cr, Cu	-	31	умеренная	8,9	допустимая
		99122		-	16	допустимая	13,6	допустимая
ОАО «Саянмрамор»	Отвал №1 «грязный»	99515	н.о.	-	- 0,6	допустимая	11	допустимая
ОАО «Угольный разрез Чалпан»	Отвал вскрышных пород	99217	Cu	-	52	умеренная	51,0	умеренная
		99218		-	- 43	допустимая	17,3	допустимая
		99219		-	н.а.	н.а.	34,8	умеренная
	Золоотвал	9924		-	41	умеренная	42,5	умеренная

Примечание: «-» – водная вытяжка острой токсичностью не обладает; н.а. – проба не анализировалась; н.о. – подвижные формы элементов не обнаружены.

После специальной пробоподготовки было проведено биотестирование на приборе «Биотестер – 2» в гидрогеохимической лаборатории ГУП Территориального Центра «Томскгеомониторинг» и в лаборатории «Буровые растворы» на кафедре бурения нефтяных и газовых скважин Института геологии и нефтегазового дела Томского политехнического университета. Биотестирование в гидрогеохимической лаборатории ГУП Территориального Центра «Томскгеомониторинг» выполнено, согласно методики определения токсичности почвы и донных осадков по хемотаксической реакции инфузорий (ПНД ФТ 16.2.2.2-98). Биотестирование в лаборатории «Буровые растворы» на кафедре бурения нефтяных и газовых скважин Томского политехнического университета выполнено, в соответствии с патентом RU 2112977 С 1 «Способ определения токсичности химических веществ в водной среде». Было проанализировано 8 проб. Результаты анализов представлены в таблице 1.

Из таблицы видно, что только в хвостохранилище АООТ «Тейского рудоуправления» (99121) имеются расхождения по степени токсичности: анализируемый материал по исходной методике имеет умеренную степень токсичности, тогда как методика ТПУ позволила получить результат, свидетельствующий о допустимой степени токсичности. Материал отвала вскрышных пород ОАО «Угольного разреза Чалпан» (99219) не анализировался по исходной методике; данные, полученные с помощью методики ТПУ, говорят об умеренной степени токсичности. В остальном, результаты сходятся.

По результатам биотестирования, проведенного с помощью дафний, водные вытяжки из отходов горнодобывающих предприятий не обладают острой токсичностью. Результаты, полученные с использованием инфузорий, свидетельствуют, что в основном анализируемый материал имеет низкую степень токсичности (допустимую). Однако ряд проб по двум методикам характеризуется умеренной степенью токсичности, соответственно можно говорить о наличии отрицательного воздействия на живые организмы для определенных видов отходов. Кроме того, показано, что биотестирование с использованием инфузорий более чувствительный метод для определения токсичности отходов по сравнению с дафниями. Из всего выше сказанного можно сделать вывод, что для оценки опасности отходов необходимо проводить комплексную оценку с учетом следующих методов: расчетного, геохимического и биотестирования.

Литература

1. Азарова С.В. О возможности применения методики биотестирования отходов горнодобывающих предприятий с использованием инфузорий // Экология Южой Сибири и сопредельных территорий: Мат. Межд. научн. школы-конф. студентов и молодых ученых 26 – 29 ноября 2003 г. в г. Абакане. – Красноярск: ИЦ КрасГУ, 2003. – Т. 2. – С. 6 – 7.
2. Азарова С.В. Отходы горнодобывающих предприятий и комплексная оценка их опасности для окружающей среды (на примере объектов республики Хакасия): Автореф. Диссертации на звание канд. геол. - минер. наук. – Томск, 2005. – 22 с.
3. Критери и отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей природной среды. – М., 2001. – 10 с.
4. Пат. 2112977 РФ, МКИ⁶ G 01 №33/18. Способ определения токсичности химических веществ в водной среде / Чубик П.С., Нечаева Л.Н., Брылин В.И.: Томский политехнический ун-т. – № 96111278/13; Заявлено. 04.07.96; Опубл. 10.06.98, Бюл. №16.
5. Токсикологические методы контроля. Методика определения токсичности почвы и донных осадков по хемотаксической реакции инфузорий. ПНД ФТ 16.2.2.2.3-98. – М.: ЗАО «Спектр-М», 1998. – 12 с.
6. Чубик П.С. Квалиметрия буровых промывочных жидкостей. – Томск: Изд-во НТЛ, 1999. – 300 с.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ И ОБЕСПЕЧЕНИЕ ЭПИДЕМИОЛОГИЧЕСКОГО БЛАГОПОЛУЧИЯ ГОРОДА ПРОКОПЬЕВСКА ПРИ ОНКОЗАБОЛЕВАЕМОСТИ НАСЕЛЕНИЯ

В.М. Порученко

Научный руководитель преподаватель В.Е. Коноплева
Средняя общеобразовательная школа №17, г. Прокопьевск, Россия

Среда обитания человека – окружающая среда – характеризуется совокупностью физических, химических и биологических факторов, способных при определенных условиях оказывать прямое или косвенное, немедленное или отдаленное воздействие на деятельность и здоровье человека. Именно потому сейчас стоит очень остро проблема «Окружающая среда и здоровье человека».

Большую опасность возникновения раковых опухолей несёт воздействие всё более широко распространяющихся полициклических углеродов (ПАУ). ПАУ находятся в смоле табака, в пережаренном масле, выхлопных газах автомобилей, в копченых продуктах, битуме, асфальте. Важно снизить опасность для здоровья населения поставляемых ему пищевых продуктов (гигиеническая сертификация, контроль за биологической и химической контаминацией продовольствия, лицензирование деятельности по производству и реализации пищевой продукции, анализ за их загрязнением вредными веществами в расчете на 10 тыс. населения).

С закрытием шахт обострились вопросы водо- и теплоснабжения, канализования жилого фонда, переселения из аварийного жилья изменение социально-бытовой инфраструктуры. В технологию добычи угля закладывались традиционные оборудование и техника, не отвечающее гигиеническим требованиям по условиям труда. Все это сказалось на здоровье населения города: повысилось количество онкологических больных, в том числе и детей.

Важнейшими направлениями профилактики по снижению неблагоприятного воздействия факторов среды на здоровье детей являются: летняя оздоровительная компания, создание и оснащение физкультурных залов и других мест массового занятия спортом, сохранение и поддержание питания в школах, и создание оздоровительных и реабилитационных групп для детей с ослабленным здоровьем. Статистические и эпидемиологические данные о заболеваемости различных групп населения злокачественными новообразованиями и смертности от них, являются основой для разработки региональных и общегосударственных противораковых программ и принятия аргументированных управленческих решений. Поэтому данная тема меня очень заинтересовала. Она поможет определиться и с выбором будущей профессии.

Анализируя статистические данные, отмечается постоянный рост онкозаболеваемости как в г. Прокопьевске, так и в среднем по Кемеровской области, причем видна значительная разница в показателях: заболеваемость в г. Прокопьевске значительно выше, чем по Кемеровской области (по данным 2003 – 2004 гг.).

Высокую заболеваемость в г. Прокопьевске по сравнению с другими крупными городами Кемеровской области предположительно можно объяснить наиболее неблагоприятной экологической обстановкой, связанной с влиянием многих факторов риска предприятий и окружающей среды на человека.

Считается очень важным показатель онкозаболеваемости по основным нозологическим группам.

Предмет исследования: Влияние окружающей среды, питания и социального фактора на возникновение злокачественных новообразований у человека.

Цель работы: определить степень влияния вредных факторов окружающей среды, питания и социального уровня на количество онкозаболеваний населения.

Задачи:

1. Собрать необходимый материал по данной проблеме и систематизировать его.
2. Провести доступный анализ онкозаболеваний населения за последние 5 лет по районам, городу и области.
3. На основании полученных данных, определить степень влияния вредных факторов окружающей среды, в том числе производственных канцерогенов, на уровень онкозаболеваемости.
4. Провести замеры радиационного фона и уровня содержания радона в отдельных районах города.
5. Провести пропагандистскую работу в школе (анкетирование по курению) и в средствах массовой информации, выработать предложения по улучшению экологической обстановки в городе и предупреждению онкозаболеваний среди населения.

Этапы работы:

1. Изучение, анализ, синтез теоретического материала, научных взглядов и гипотез ученых на причины возникновения и развития онкологических заболеваний.
2. Анализ статистических данных онкологической службы г. Прокопьевска. Результаты проведенных замеров радиационного фона в жилом помещении (по улице Кустарная, 22) и административном здании бытового комбината ООО Ерунаковского шахтоуправления совместно с работниками санэпидемстанции г. Прокопьевска.
3. Проведение практического эксперимента по изучению влияния табачного дыма на пивяку.
4. Профилактические действия против возникновения онкозаболеваний у населения города.
5. Анкетирование учащихся среди 5, 7, 9, 11 классов (табакокурение).
6. Экскурсия в Государственное учреждение санитарного эпидемиологического надзора г. Прокопьевска, отделение радиационной гигиены, онкологическое и эндоскопическое отделение ЦГБ№1.

Диагностика опухолей, как и любого хирургического заболевания, строится на данных анамнеза, осмотра, физикального и инструментального обследования. Во всех случаях выполняют: клинический и биохимический анализы крови, мочи, серологические реакции; рентгенологические исследования, ультразвуковые исследования. У больных отмечается прогрессирующее и интенсивное похудание, в результате чего формируется усталый и изможденный вид. Кожа становится сухой, приобретает желтоватый или сероватый оттенок. Отмечается выраженное изменение вкуса (например, при опухоли желудка больные не выносят даже запаха мяса), апатичность, усталость, равнодушие к собственному состоянию и болезни. На этом фоне, в зависимости от локализации опухоли, появляются специфические признаки уже запущенного процесса. Профилактика злокачественных опухолей является многоплановой проблемой всего человечества и, прежде всего, экологической, направленной на стабилизацию природных факторов, внедрение безотходных технологий, снижение вредных выбросов в атмосферу, уровня радиации, удаление из производства вредных веществ, особенно канцерогенов, создание замкнутых циклов производства. Важнейшей мерой является профилактика загрязнения окружающей среды радиоактивными веществами, защита от ионизирующего облучения, снижение радиоактивного фона планеты, т.к. они являются мощными мутагенными факторами. Ни одна цивилизованная

страна не желает хранить у себя радиоактивные отходы и предпочитает за захоронения их платить бешеные деньги странам третьего мира, чтобы обеспечить в своей стране благоприятный радиоактивный фон. По расчетам ВОЗ только Чернобыльская катастрофа приведет к увеличению количества злокачественных опухолей в начале XXI века в 2,5 раза, а гемобластом в 3 раза. Это уже подтверждается фактами. Не последнюю роль играет сбалансированность и качество питания, отказ от курения, наркотиков, токсических веществ, употребления алкоголя. Всеми исследователями четко выявлено влияние этих факторов на резистентность организма, формирование апластических и диспластических процессов в органах, которые способствуют развитию рака. Это говорит о том, что для профилактики онкологических заболеваний (рака) на нашем столе должны быть всегда продукты, богатые витамином С (зелень, овощи, фрукты), витамином Е (ростки пшеницы), бета-каротином (все желтые овощи и фрукты, зеленые листья овощей и съедобных трав), витаминами группы В (пивные дрожжи, которые перед употреблением обязательно нужно заварить), микроэлементами. Важно помнить о необходимости клетчатки (отруби, овсянка, гречка, ржаной хлеб грубого помола). Биологически активные добавки обеспечивают эффективную профилактику онкологических заболеваний. Их эффективность подтверждена многочисленными положительными результатами после применения.

В работе, помимо теории и литературных данных, присутствуют важные практические выводы и предложения, разработанные на основании собственной исследовательской работы и анализа статистических данных архива МУЗ Городской Больницы №1 г. Прокопьевска. Приведём результаты статистических данных онкологической службы г. Прокопьевска.

Динамика онкологических заболеваний за 5 лет показывает резко возросший рак кожи, более стабильным остаётся рак органов дыхания, идёт снижение заболеваемости тела матки.

С целью определения радиационного фона, совместно с сотрудниками городской санэпидемстанции, проведено радиационно-гигиеническое обследование жилых и общественных зданий. Замеры проводились аппаратами: СРП-68-01; ДБГ-04а; ИЗВ-3м.

Таким образом, исходя из вышеизложенного, мы имеем убедительные данные о факторах риска злокачественных новообразований, на основании которых, в конечном счете, можно предупредить большую часть случаев онкологических заболеваний.

Однако меры по профилактике рака, а именно контроль курения, модификация питания, гигиенические мероприятия по удалению с предприятий и из окружающей среды в целом канцерогенных веществ, снижение экспозиции ионизирующего излучения, контроль вирусных инфекций, требует значительных усилий от государства и общества в целом.

Меры по профилактике злокачественных опухолей, связанных с загрязнением атмосферного воздуха профессиональными канцерогенами, должны быть направлены на реконструкцию предприятий, являющихся источником загрязнений, а также контроль выхлопов автомобильного транспорта.

Для снижения заболеваемости раком необходимо:

1. Устранить с производства известные профессиональные канцерогены или снизить их уровень с осуществлением постоянного контроля.

2. Сделать достоянием гласности все известные канцерогены, включая их маркировку.

3. Регулировать использование опасных в канцерогенном отношении производств и технологий.

4. Создать условия для экономического стимулирования строительства «чистых» предприятий.

5. Ввести обязательное медицинское обследование, включая скрининговое, всего населения города.

Все люди должны нести персональную ответственность за свои действия, приводящие к загрязнению окружающей среды.

Мы несём ответственность перед будущими поколениями.

СОЦИАЛЬНО-ЭКОНОМИЧЕСКИЕ И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ОСВОЕНИЯ КОВЫКТИНСКОГО ГАЗОКОНДЕНСАТНОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ М.В. Рогова

Научный руководитель А.П. Сизых

Институт географии Сибирского отделения Российской академии наук, г. Иркутск, Россия

Ковыктинское месторождение нефти и газа на территории Жигаловского района Иркутской области на протяжении более десятка лет является объектом пристального внимания промышленников, экономистов, экологов, российских и зарубежных инвесторов и специалистов разного профиля. Разведка и добыча энергетических ресурсов неизбежно влечет за собой локальные нарушения природной среды, что переходит из разряда экологических проблем в социально-экономические.

Жигаловский район, в пределах которого разведано крупнейшее в Восточной Сибири месторождение газа, является регионом нового освоения (Абалаков, 2000), где сочетаются промысел, сельское хозяйство, лесозаготовительная, судостроительная промышленность. До 70-х годов Жигаловский район являлся одним из наиболее богатых районов области по развитию охотничьего промысла. Этому благоприятствовали малая освоенность территории, высокий процент лесопокрытой площади (95,4 % – доля лесных земель) (Кузнецов, 2003). Однако в связи с ориентацией района на промышленные разработки газа площадь охотничьих угодий существенно снизилась – сократилась площадь кедровых – основного ресурса питания для соболя и других ценных животных. Перспективы развития охотничьего промысла становятся ограниченными, возникает уже проблема сохранения природного биоразнообразия в регионе. Не исключено, что уже в ближайшем будущем проявится экономический и экологический ущерб от нерационального использования природных ресурсов.

Открытие в 80-х годах XX века запасов энергетического сырья определило судьбу района на ближайшие десятилетия. Разведанные запасы газа Ковыктинского месторождения составляют 1,4 трлн м³ (с прогнозом увеличения до 3 трлн. м³) (Абалаков, 2000). Этих ресурсов достаточно для создания сырьевой базы, обеспечивающей нужды промышленности, энергетики, коммунального хозяйства и быта целого региона. Кроме того, они представляют огромный экспортный потенциал. Однако развитие этого потенциала в условиях сурового континентального климата

Сибири потребует колоссальных затрат и обернется ущербом для остальных ресурсов, представляющих интерес для лесной, охотничьей, промысловой, туристско-рекреационной и других отраслей хозяйства. Осложняющими факторами наряду с природными условиями являются неустойчивое социально-экономическое положение региона, удаленность от областного центра и связанные с этим затруднения в контроле за освоением и эксплуатацией месторождения.

По первичным наблюдениям над освоением Ковыктинского месторождения газа возникает ряд следующих проблем.

Во-первых, необходим детальный анализ всего потенциала территории освоения Ковыктинского газоконденсатного месторождения. Учет геологических и краткое описание земельных, лесных и водных ресурсов (Кузнецов, 2003) не представляют полную характеристику потенциала района.

Во-вторых, проблемой можно назвать несогласованность действий специалистов, занятых подготовкой технико-эксплуатационного обоснования. Например, геологи определяют площадку под скважины в непосредственной близости от истока или русла реки. Естественно, что при проведении буровых работ в реку может попасть химическое вещество, используемое для дробления породы. Как правило, даже складирование химических реактивов происходит хаотично (в простых холщовых мешках, без настила и защиты почв и растительного покрова). При бурении на поверхность сбрасываются буровые растворы, реагенты воздействия на пласт, буровые шламы (Мячина, 2004). Не исключено попадание всех этих веществ в поверхностные и подземные воды. Несмотря на то, что расположение скважины в этом случае может быть благоприятно для буровиков (и по составу пород, и по глубине залегания), для специалиста – гидролога такой вариант абсолютно неприемлем, так как означает последующее загрязнение водотоков и водоемов, а также прилегающих территорий. Та же проблема возникает, когда в зоне буровой оказываются ценные кедрачи или ареалы распространения редких и краснокнижных растений. Практика показывает, что на разумные компромиссы специалисты идут не часто, особенно если торопят заказчики. Имели место даже случаи замены кадрового состава планировщиков и замена их на менее квалифицированных специалистов. Возможно корень данной проблемы в недостатке экологических знаний, как у геологов, так и у инвесторов. Во всяком случае, постараться решить проблему рассогласования специалистов необходимо как можно скорее, используя разные механизмы, включая независимость экспертизы и учитывая мнения общественного контроля.

В-третьих, нарушение природной среды, вызванное промышленным освоением территории – факт, неблагоприятно сказывающийся на имидже региона в плане развития других видов деятельности, например, туризма – экологичной и наименее безопасной для окружающей среды отрасли. Район весьма перспективен в рекреационном плане, несмотря на слабо развитую инфраструктуру. По реке Лена пролегают водные маршруты, вдоль которых встречаются интересные природные и исторические объекты, такие как, Шишкинские писаницы – древние рисунки на прибрежных скалах. Мощные известняковые толщи образуют подземные лабиринтовые ходы на вершинах склонов. Здесь находится длиннейшая в России пещера Ботовская, общая длина ходов которой составляет более 61 км. Кроме того, сфера обслуживания туристов самая благоприятная для привлечения населения к трудовой деятельности с целью дополнительного заработка.

В-четвертых, освоение месторождения при любом сценарии представляет опасность для состояния экосистем. Любая утечка газа и его возгорание может привести к масштабным лесным пожарам. В холодном континентальном климате Восточной Сибири гари могут сохраняться десятилетиями, восстановление хвойных лесов происходит слабо. Коренные леса имеют важное региональное значение – леса из кедра, лиственницы и сосны обеспечивают высококачественным семенным материалом колоссальную площадь тайги и сосредотачивают разнообразие животного и растительного мира. Кроме того, леса имеют важное значение для местных жителей, в том числе коренного населения – эвенков (малочисленной народности Сибири), традиции природопользования которых связаны с охотой, рыболовством, сбором ягод и орехов. На территории района обитает популяция Жигаловского соболя, бусый мех которого считается одним из ценнейших в России. Родовые места соболя находятся как раз в зоне освоения месторождения – в междуречье рек Орлинги и Чичапты. Нарушить природное равновесие в родовых местах (проложить сеть трубопроводов и дорог, вырубить кедрачи и др.) – означает потерять целую популяцию ценного зверька. Что скорее всего произойдет в ближайшем будущем, если не принять действенных мер по охране природы или организации заказника.

Вышеперечисленные вопросы не отражают всей полноты социально-экономического и экологического состояния в Жигаловском районе, но требуют детальной проработки и превентивных решений. Важно, что газ Ковыкты – это путь к более экологичному энергопотреблению в Иркутской области, и в близлежащих регионах, а также странах ближнего зарубежья – Монголии, Китая, Кореи. Во многих развитых странах уже принят курс на экологизацию энергоресурсов, где наиболее важным результатом считается переход на природный газ как на менее экологически безопасный источник энергии, в особенности при выработке электричества. Новое значение приобретет и энергосбережение, причем не только из соображений безопасности и ценовой политики, как это было в 70-е и в начале 80-х гг., а как способ сдерживать процесс сжигания углеводородов, и – выиграть время для создания альтернативных источников энергии (Ергин, 2001).

Естественно, что с макроэкономических позиций, проблемы района покажутся незначительными и локальными. Общество, к сожалению, еще не осознало, что улучшение окружающей среды – это не «бесплатный» вопрос нормативного регулирования. Защита окружающей среды, как оборона, медицинское обслуживание или образование, является не промышленным доходным мероприятием, а служит «социальным товаром», за который надо платить, а затраты на его поддержку, мы считаем, необходимо делить между производителями, потребителями и властями. Даже в развитых странах не знают, чем и как, вложенные в дороговатые системы контроля за загрязнением на энергетических комплексах средства, могут помочь в восстановлении окружающей среды.

Проведенный анализ показывает, что пока принципы освоения Ковыктинского месторождения газа далеки от совершенства, технические и экологические нарушения (сколько еще неучтенных) слишком многочисленны, затраты на защиту окружающей среды минимальны. Мы считаем, что необходимо приостановить освоение месторождения до решения перечисленных выше проблем. Газификация целого региона – процесс медленный, трудоемкий и капиталоемкий, особенно в условиях Сибири с участками вечной мерзлоты, с постоянными движениями грунта и земной коры. Это подобно строительству БАМа, во время которого выросло целое поколение. Тем временем, целому району, который занимает 22,8 тыс. км² или 3% территории Иркутской области с населением около 11 тыс. человек (Кузнецов, 2003) надо будет продолжать жить и вести хозяйство традиционно принятым способом, опираясь на

природные ресурсы, исторически сложившиеся на данной местности. Здесь важно сохранить целостность этих ресурсов и минимизировать вред природной среде, так как она всегда будет опорой и главным условием выживания местного населения. Экологические потери могут проявиться в скором будущем, когда закончится газ и природная среда уже будет не способна воспроизводить себя и кормить человека.

Литература

1. Абалаков А.Д., Селиков Ф.Т. и др. Территориальная организация природопользования при газопромысловом освоении Верхоленья. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2000. – 251 с.
2. Ергин Д. Добыча. Всемирная история борьбы за нефть, деньги и власть / Пер. с англ. – 2-е изд. – М.: Издательство «ДеНово», 2001. – 888 с.
3. Кузнецов М.А., Суходолов А.П. и др. Схема развития и размещения производительных сил Иркутской области до 2005 г. – Иркутск, 2003. – С. 65 – 70.
4. Мячина К.В. Устойчивость почв нефтегазоносной части Оренбургской области к загрязнению // Стратегия природопользования и сохранения биоразнообразия в XXI веке. – Оренбург: ИПК ГОУ ОГУ, 2004. – С.78 – 80.

ВЗАИМОСВЯЗЬ КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД И МИКРОЭЛЕМЕНТНОГО СОСТАВА МОЧЕВЫХ КАМНЕЙ (УРОЛИТОВ) В ОРГАНИЗМЕ ЧЕЛОВЕКА

О.А. Севостьянова

Научные руководители: профессор Л.П. Рихванов, заведующий лабораторией Г.А. Бабченко

Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

Наиболее доступными для хозяйственных и личных нужд являются воды рек, озёр и других поверхностных источников. Они же оказываются наиболее уязвимыми с точки зрения экологической безопасности. Можно сказать, что объёмы подземных источников в 50000 раз более объёмов речных стоков и более чем в 200 раз больше суммарных ресурсов рек и озёр (Адамович и др., 1996). С переходом на использование подземных вод возникла необходимость изучения их качества и пригодности. Химический состав подземных вод представляет собой сложные взаимодействия, поэтому макро- и микрокомпонентный состав подземных вод зависит от гидрогеологических условий. Пресные подземные воды достаточно распространены в земной коре. Эти воды обычно пресные, нейтральные и слабощелочные, умеренно жёсткие, гидрокарбонатно-кальциевые с широким диапазоном общей минерализации. Показатели, ухудшающие качество подземных вод в регионе, включают железо, марганец, NH_4^+ , а в отдельных случаях – соли жёсткости, фенолы и другие органические соединения. Как избыток, так и недостаток отдельных компонентов в воде может угрожать здоровью человека.

Воздействие техногенных факторов на природные воды становится всё большей экологической проблемой. А определение качества воды должно включать детальный анализ естественного состава воды с учётом возможного его влияния на здоровье человека.

В Томской области приоритетное значение для питьевого водоснабжения имеют воды палеогенового водоносного комплекса, что связано с сильной загрязнённостью поверхностных водотоков. Реки испытывают мощную антропогенную нагрузку из-за плохого состояния речного транспорта, в результате деятельности промышленных и сельскохозяйственных предприятий и т.д. Кроме того, население не учитывает важность и экологическую уязвимость территорий, на которой оно проживает. Однако для полной оценки качества воды необходимо учитывать её природные свойства, влияющие на здоровье человека (Зуев и др., 1999).

Фактическим материалом для научных исследований послужили мочевые камни, формирующиеся в мочевой системе человека и приводящие к заболеванию – мочекаменной болезни (МКБ). Одной из важнейших причин возникновения МКБ является качественный состав питьевой воды, в частности, её жёсткость. Поэтому вопросы контроля и управления качеством питьевой воды являются социально значимыми с позиций охраны здоровья человека.

При изучении состава и строения мочевых камней нами применялся комплекс исследований, который включает в себя методы: кристалломорфологический, поляризационно-оптический, химический и спектральный (изучение качественного состава методом ЛМА). Целью исследования является выявление влияния экологических факторов на элементный состав мочевых камней в результате воздействия природных и техногенных факторов.

Задачей исследования явилось рассмотрение элементного состава мочевых камней. Само исследование мы проводили с помощью лазерного локального микроспектрального анализа. Данный метод позволяет получить информацию об элементном составе исследуемой пробы (мочевого камня) (таблица 1).

Таблица 1

Геохимический спектр мочевых камней

№ пробы	Возраст больного, лет	Место проживания	Геохимический спектр
1	52	г. Томск (Центральный рынок)	Ca, C, Fe, Mg, Si, B
2	55	г. Северск	Ca, Al, Mg, Fe, Cu, Si, Zr, Ti
3	47	г. Томск (Иркутский тракт)	C, Ca, Mg, Si, B
4	45	г. Северск	Ca, Mg, Fe, Si, C

Из анализа полученных результатов следует, что все элементы присутствуют в разных пробах в различных количествах. Так, например, кальций, кремний и магний обнаружены во всех пробах, железо – только в половине проб. Отдельные элементы в разных пробах из камней одинакового минерального состава присутствуют иногда в количествах, резко отличающихся друг от друга на значительную величину. Например, содержание Ca отличается на

величину более чем в 300 раз. Это характерно для мочевых камней оксалатного состава (Кораго, 1988). В литературе имеются данные о наличии так называемых «каменных зон», где источники питьевой воды характеризуются высокой общей жёсткостью, и образование камней в мочевыделительной системе имеет эндогенный (внутренний) характер, т.е. зависящий от процессов, происходящих внутри системы. При повышении жёсткости воды (более 10 моль/м³) происходит изменение процессов фильтрации и ресорбции в почках (Полиенко, 1997). Следует также отметить, что кроме кальция и магния в прямой и высокой корреляции находятся такие элементы, как бор, титан, алюминий и ряд анионов, которые могут играть определённую роль в различных физико-химических процессах, происходящих в мочевыделительной системе.

Минеральный состав мочевых камней зависит от минерализации питьевой воды, в значительной степени от её жёсткости, т.е. количества ионов Ca²⁺ и Mg²⁺ в воде. Преобладание кальция приводит к образованию соединений оксалата кальция, преобладание магния – к образованию других соединений, часто фосфатного состава (Учет., 1996).

Приведенная ниже таблица 2 характеризует динамику среднегодовой жёсткости воды в р. Томи и коммунальном водопроводе за период с 1987 по 1994 гг.

Таблица 2

Жёсткость воды в р. Томь и в городском водопроводе (в моль/м³)

Год	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
р. Томь	2,2	2,0	2,7	2,2	2,0	2,5	2,0	1,9
Водопровод	2,8	5,0	5,4	4,6	5,2	5,8	6,4	5,8

В таблице 3 приведена динамика среднегодовой жёсткости воды в коммунальном водопроводе и обращаемости (среднегодовая относительная, на 1000 человек) населения в поликлиники по поводу образования камней в мочевыделительной системе.

Таблица 3

Среднегодовая жёсткость воды в водопроводе и заболеваемость мочекаменной болезнью

Год	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Жёсткость воды	5,0	5,4	4,6	5,2	5,8	6,4	5,8	5,8
Заболеваемость	0,4	0,5	0,4	1,6	1,3	3,6	3,1	4,3

Из таблицы 3 видно, что обращаемость населения по поводу образования мочевых камней имеет тенденцию к росту. Так, в 1991 году по сравнению с 1988 годом она возросла в 4 раза, а в 1995 году – почти в 10 раз.

Формирование мочевого камня представляет собой довольно длительный процесс, так как важную роль играют экзогенные и эндогенные факторы, в том числе и водный фактор. Наблюдаемый рост заболеваемости позволяет считать, что питьевая вода с жёсткостью от 4,6 до 6,4 моль/м³ при длительном её употреблении может иметь этиологическое значение даже в пределах нормируемых величин жёсткости.

В период с 2001 по 2003 г.г. нами исследован минеральный состав 95 мочевых камней. Исследования показали: оксалатный состав – 78,9%; сложный минеральный состав – 12,6%; фосфатный и уратный состав – чрезвычайно редко (таблица 4).

Таблица 4

Распределение мочевых камней по минеральному составу (по годам исследования)

Год	Всего камней	В том числе			
		оксалатные	фосфатные	уратные	смешанные
2001	11	6	2	2	1
2002	51	41	1	1	8
2003	33	28	2	0	3
Итого	95	75	5	3	12

Изучение минерального и элементного состава мочевых камней позволяет выявить особенности их химического состава и установить взаимосвязь между элементами и минералами. Кроме того, многолетние наблюдения позволили установить следующую зависимость: жёсткость воды – заболеваемость, т.е. от экологического состояния среды обитания человека.

В заключение следует отметить, что поставленная проблема напрямую связана с вопросами охраны здоровья человека и, в частности, с вопросами контроля качества питьевой воды.

Литература

1. Адамович Г.Г., Кондратьев В.Г., Фёдорова В.П., Полиенко А.К. Жёсткость питьевой воды и камнеобразование в мочевыделительной системе человека // Минералогия и жизнь: биоминеральные взаимодействия: Расш. тез. докл. Международ. сем., 17 – 22 июня 1996 г. – Сыктывкар, 1996. – С.125 –126.
2. Зуев В.А., Картавых О.А., Шварцев С.Л. Химический состав подземных вод Томского водозабора // Обской вестник, 1999. – №1.
3. Кораго А.А. Особенности физиогенных и патогенных органо-минеральных агрегатов биогенного происхождения // Тез. докл. 1 респ. Конф. по биоминералогии, посвящ. 125-летию акад. В.И.Вернадского, Луцк, 12 – 16 сент. 1988. – Луцк: Волынский облполиграфиздат, 1988. – С.51 – 53.

- Полиенко А.К., Шубин Г.В., Ермолаев В.А. Онтогенез уролитов. – Томск: Изд-во РИО «Пресс-Интеграл» ЦПК ЖХ, 1997. – 128 с.
- Учёт и оценка природных ресурсов и экологического состояния территорий различного функционального использования: Метод. рекомендации / Сост. А.А.Головин, И.А.Морозов, Н.Я.Трефилова, Н.Г.Гуляева. – М.: ИМГРЭ, 1996. – 88 с.

ИССЛЕДОВАНИЯ ПОЧВ ТЕРРИТОРИИ ГОРОДА ХАНТЫ-МАНСЙСКА НА СОДЕРЖАНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ

С.Ф. Спиридонова

Научный руководитель начальник управления радиационной безопасности В.И. Мигунов

Югорский государственный университет, г. Ханты-Мансийск, Россия

Пути поступления радионуклидов в организм человека различны: через органы дыхания, желудочно-кишечный тракт, поверхность кожи. Значительная их доля поступает в организм человека по пищевой цепи почва-растение и эта связь очевидна. Содержащиеся естественные радионуклиды в почве определяют радиационный фон территорий, на которых возможны образования локальных участков накопления радионуклидов. Определение воздействия ионизирующего излучения на человека и биоту в течение всего периода его существования является актуальной задачей для всех регионов России. Силами лаборатории радиационного контроля Югорского государственного университета (г. Ханты-Мансийск) были проведены исследования почв территории г. Ханты-Мансийска с целью определения содержания в них калия-40, радия-226, тория-232 и цезия-137.

Радиоактивность почв зависит от активности материнских горных пород, а также интенсивности процессов происходящих в почвообразовании. Миграция радионуклидов зависит от типа почв, ее механического состава, водно-физических и агрохимических свойств. Механизм закрепления радиоактивных изотопов в почве, определяется миграционными свойствами самого радионуклида. Естественные радионуклиды (уран, торий, радий) являются долгоживущими. Они находятся в очень рассеянном состоянии, причем в почве они присутствуют в необменной почвосвязанной форме и слабо поступают в растения. Удержанию способствуют наличие в ней химических элементов, близких по химическим свойствам к этим изотопам (Вредные..., 1990).

Исследуемая территория города была разделена на участки и отобраны 42 пробы поверхностного слоя почвы 0 – 10 см. Анализ содержания радионуклидов проводился гамма-спектрометрическим методом. В его основе лежит преобразование поглощенной энергии гамма-излучения радионуклидов детектором с высоким энергетическим разрешением в электрические импульсы, амплитуда которых пропорциональна поглощенной энергии. Поскольку для каждого радионуклида известна энергия гамма-излучения, он (с учетом периода полураспада) легко идентифицируется в спектре гамма-излучения источника. В качестве детектора гамма-излучения используется сцинтилляционный детектор с кристаллом натрия-йод, с энергетическим разрешением для радионуклида ¹³⁷Cs – 661,6 кэВ (килоэлектронвольт). Погрешности определения концентрации радионуклидов составляют 20%. Содержание радионуклидов определялось по наиболее интенсивным линиям гамма-излучения для радия, тория, калия и цезия (таблица 1). Для повышения чувствительности и снижения уровня внешнего гамма-фона, в том числе космического, детектор находится в свинцовом «домике» с толщиной стенок 60 мм. Полученные результаты проанализированных проб почв приведены в таблице 1.

Таблица 1

Удельная активность радионуклидов в исследуемых пробах почв

Радионуклид	Энергия гамма-излучения	Минимальное значение, Бк/кг	Максимальное значение, Бк/кг	Среднее значение, Бк/кг
⁴⁰ K	1462 кэВ	125±25	420±80	273±52
²²⁶ Ra	1123,6 кэВ	5±1	50±10	28±5
²³² Th	2615 кэВ	4±0,5	30±5	17±3
¹³⁷ Cs	662 кэВ	35±7	50±10	43±8

Анализ полученных результатов исследования содержания радионуклидов в образцах почвы территории города Ханты-Мансийска показал, что в образцах не содержится высоких концентраций естественных (Ra-226, Th-232, K-40) радионуклидов. Их содержание находится в пределах естественных колебаний фонового содержания элементов – для Ra-226 – 5 – 50 Бк/кг, для Th-232 – 5 – 30 Бк/кг, для K-40 порядка 400 Бк/кг, другие естественные радионуклиды содержатся в значительно меньших количествах. Уровень допустимых концентраций для почв по радио – 26 Бк/кг, по торию – 22 – 48 Бк/кг, по калию – 300 – 800 Бк/кг.

Из всех проанализированных проб в трех было выявлено содержание Cs-137 в пределах 50 Бк/кг (таблица 1). Для получения достоверной информации об источниках поступления радиоцезия необходимо проведение более детальных исследований.

Основной вклад до 80% в общую радиоактивность образцов почвы вносит повышенное излучение изотопа калий-40, поэтому выявленные зоны повышенного содержания некоторых радионуклидов (тория, радия) не обладают повышенной радиацией. Вклад тория и радия в общее излучение не очень велик (2 – 3%) поэтому увеличение их содержания в 3 – 4 раза фактически не влияет на общую радиоактивность (Искра и др., 1981).

Для того чтобы определить характер и масштаб загрязнения почв, а также состав радионуклидов, необходимо проведение более детальных радиологических исследований не только города, но и прилегающей территории. А на основе полученной информации планировать мероприятия, направленные на снижение уровней внешнего облучения и концентрации радиоактивных веществ в различных природных средах.

Литература

1. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества / Под ред. В.А.Филова. – Л.: Химия, 1990.
2. Искра А.А., Бахуров В.Г. Естественные радионуклиды в биосфере. – М.: Энергоиздат, 1981.

ТЕХНОГЕННАЯ СИСТЕМА ХОЛБИНСКОГО РУДНИКА (ВОСТОЧНЫЙ САЯН)

Э.А. Сыхеева

Научный руководитель профессор Т.Т. Тайсаев

Бурятский государственный университет, г. Улан-Удэ, Россия

Холбинский рудник расположен в высокогорье Восточного Саяна, в западных отрогах Китойских гольцов в ледниковой долине р. Самарты в верховье р. Китой – левого притока р. Ангары. Климат континентальный. Мерзлота сплошная. Район сейсмичный, сила землетрясений достигает 9 баллов. Рельеф горно-ледниковый. Абсолютные отметки достигают 2000 – 3017 м. В плейстоцене горные ледники глубоко (300 – 500 м) вскрыли золоторудные месторождения и сформировали протяженные ледниково-речные потоки рассеяния золота.

Холбинский рудник работает на базе Зун-Холбинского месторождения золота, который находится в верховье р. Зун-Холба в бассейне р. Урика. Месторождение открыто в 1955г., геолого-разведочные работы проводились с 1956 по 1991г. С 1964 по 1966 гг. месторождение разрабатывалось Пионерским, с 1987 г. – Холбинским рудником, который в 1991г. вошел в ОАО «Бурятзолото». Золотосодержащая руда перевозится по автодороге на расстоянии 18 км на Самартинскую золотоизвлекающую фабрику (ЗИФ), расположенную на днище ледниковой долины р. Самарты (абс. отм. 2000 м) в верховье р. Китой – левого притока р. Ангары. Рудник находится в 285 км от устья Китоя (абс. отм. 403 м.). Из предгорий Восточного Саяна р. Китой выходит на Ангарскую лесостепь Иркутско-Черемховской равнины с густонаселенным Ангарским промузлом.

Зун-Холбинское рудное месторождение золото-кварц-сульфидного типа находится в северо-восточной части Гарганской глыбы – выступа архей-нижнепротерозойских гранито-гнейсов и рифейских вулканогенно-осадочных пород среди палеозойских гранитоидов. Преобладают два типа рудных тел: минерализованные зоны и жильные рудные тела. Большое содержание золота приурочено к первому типу руд. Среднее содержание сульфидов в рудах 8 – 9%. Преобладает пирит (90 – 95%), присутствуют галенит, сфалерит, халькопирит, отмечены арсенопирит, блеклые руды, борнит. Промышленные значения имеют Au и Ag, попутными компонентами являются Pb, Zn, Cd, Se, Tl. Мощность рудных тел колеблется от 0,9 до 13 м. Среднее содержание золота по блокам подсчета запасов колеблется от 4 – 5 до 30 – 40 г/т. Пробность золота составляет 580 – 830. Золото дисперсное с размерами выделений не более 100 мкм. Видимое золото встречается редко. Золото тесно связано с сульфидами и теллуридами.

На склонах ледниковой долины это месторождение отрабатывается подземным способом – штольнями и восстающими (11 эксплуатационных горизонтов). Высота эксплуатационного этажа составляет 40 – 50 м. В штольне №12 дебит трещинно-жильных вод составляет 80 – 90 м³/час. В шахтных водах при окислении сульфидов увеличивается содержание сульфат-иона, содержание которого превышает фоновые в 15 – 16 раз, Fe в 6 – 9 раз, Zn, Cu в 1,5 – 2 раза. Техногенные литохимические потоки рассеяния по р. Зун-Холба, образовавшиеся в результате 30-летней разведки и разработки месторождения накладываются на природные потоки Au, Ag, Pb, Zn, Cu. Шахтные воды по р.Зун-Холба быстро разбавляются, освобождаются от взвесей и не оказывают негативного влияния на гидробионты.

Руда Зун-Холбинского месторождения перерабатывается на Самартинской ЗИФ. На I стадии (1987 – 1997 гг.) была применена гравитационно-флотационная схема обогащения руд с выделением и плавкой золотой головки. При этой технологии получали два вида продукции – золотосодержащий сплав (25 – 30%, получаемого металла), и флотоконцентрат (70 – 75%), который перерабатывался на Карабашском медеплавильном заводе Урала. Сульфидный концентрат транспортировался на расстоянии более 4500 км. От Холбинского рудника до железнодорожной станции Култук концентрат доставлялся по автодороге (350 км) и далее по железной дороге на Урал. При этом стоимость транспортировки и переработки концентрата превышала на 30% стоимость добываемого золота на руднике. Было принято решение о переработке сульфидного концентрата на месте. Хвосты флотации складировались в хвостохранилище – 1.

С 1998 г. введена технология цианирования (II стадия). Переработка концентрата проводится в цехе гидрометаллургии методом угольно-сорбционного выщелачивания с последующей десорбцией угля горячим щелочным раствором. Полученный товарный продукт поступает на электролиз. Хвосты выщелачивания после сгущения по пульпопроводу поступают в хвостохранилище – 2. В технологическом процессе используются цианиды, тиоцианаты, щелочь, известь, гипохлорит кальция, активированный уголь.

При этом получается драгоценный металл в виде золото-серебрянных слитков до 800 промиллей. В 2002 г. за весь период отработки Зун-Холбинского месторождения добыто около 17,1 т. золота, из них в 2002 г. 2134 кг – это наибольший уровень добычи золота ОАО «Бурятзолото» (Бахтин и др., 2003). Для повышения эффективности производства в 2001 г. в эксплуатацию внедрены сепарационный комплекс радиометрической рудосортировки и технология кучкового выщелачивания. На руднике совершенствуются технологические процессы цианирования. При промышленных испытаниях центробежно-барботажных модулей на ЗИФ осуществлена регенерация NaCN из отработанных растворов цианирования золотосодержащих флотоконцентратов (Асалханов и др., 2004). NaCN возвращен в основной технологический процесс цианирования фабрики.

Потоки рассеяния ЗИФ накладываются на литохимические потоки золота Пионерского, Гранитного, Самартинского, Лево-Самартинского месторождений и потоки рассеяния Ni, Cr, Cu, Co Улан-Сарьядагского и Ильчирского ультраосновных массивов. Техногенные потоки рассеяния Au, Pb, Zn, Cu проявляются только в русловых осадках р. Самарты. Они локализованы и не оказывают влияние на экологическую ситуацию речной системы. В речке сохранилась гольцовая популяция хариуса. Хариус является хорошим биоиндикатором техногенного загрязнения горных рек Сибири (Тайсаев, 1992).

На днище ледниковой долины р. Самарты при строительстве хвостохранилища – 1 была использована котловина небольшого озера (120x220 м). Она сформировалась в результате выпаживания ледником коренного ложа, сложенного сульфидизированной зоной в трещиноватых черных сланцах. С таликовым окном над этой зоной было

связано функционирование своеобразной озерной экосистемы. Озерко имело сток в р. Самарту. Экосистема озера над окисляющимися сульфидизированными черными сланцами была обеспечена макро- и микро- элементами, богатой кормовой базой для хариуса. Хариус крупный, его вес в 3 – 5 раз превышал вес хариуса в р. Самарте. Гигантизм рыб связан с эколого-геохимическими условиями среды обитания.

По данным экологического мониторинга вокруг Самартинской ЗИФ рудника выявлены локальные очаги загрязнения снежного покрова (Cl, NH, NO, SO, K) и сумма тяжелых металлов (Cu, Pb, Zn, Ag, As). В твердом осадке снеговой воды концентрации Pb и Zn, достигают 0,15 – 0,30% и Ag – 0,0005 – 0,0015%. В летнее время с площади ЗИФ и вахтового поселка происходит смыв загрязняющих веществ в р. Самарту.

Техногенная система Холбинского рудника, включающая подземную разработку Зун-Холбинского месторождения и переработку руды на ЗИФ, хвостохранилища хвостов флотации и сорбции оказывает локальное влияние на экосистему района.

Цианидные технологии извлечения тонкого золота при экономических и технологических преимуществах имеют высокий экологический риск загрязнения окружающей среды, особенно в криолитозоне высокогорий. При цианировании золото-сульфидных руд в мерзлотных ландшафтах повышается миграция тяжелых металлов (Артамонова, 2004). Для локализации техногенных потоков рассеяния тяжелых металлов необходимо создать искусственные геохимические барьеры из углекислой извести, торфа, глин, цеолитов и др. Высокий экологический риск загрязнения р. Самарты связан с тем, что рудник расположен в гольцовых ландшафтах высокогорья, в криолитозоне с высокой сейсмичностью с силой землетрясений до 9 баллов. Сильное землетрясение может быть причиной техногенной аварии. Токсические вещества, попавшие в р. Китой могут создать угрозу загрязнения территории Ангарского промузла в Приангарье.

Литература

1. Артамонова С.Ю. Повышение миграционной способности мышьяка и тяжелых металлов при цианировании руд в условиях криолитозоны // Золото Сибири и Дальнего Востока. Геология, геохимия, технология, экономика, экология: Тезисы 3-го Всероссийского симпозиума (Улан-Удэ, 21 – 25.09.2004). – Улан-Удэ: Изд. БНЦ СО РАН, 2004. – С.331 – 332.
2. Асалханов А.А., Батоева А.А., Рязанцев А.А. Регенерация NaCN из разработанных растворов цианирования золотосодержащих флотоконцентратов // Золото Сибири и Дальнего Востока. Геология, геохимия, технология, экономика, экология: Тезисы 3-го Всероссийского симпозиума (Улан-Удэ, 21 – 25.09.2004). – Улан-Удэ: Изд. БНЦ СО РАН, 2004. – С. 333 – 334.
3. Бахтин В.И., Барский В.Ф., Дорошкевич Г.И. и др. Состояние, освоение и перспективы минерально-сырьевой базы Республики Бурятия // Геологической службе Бурятии 50 лет: Матер. регион. научно-практ. конф. – Улан-Удэ: МПР России по РБ, ГИ СО РАН, БГУ, 2003. – С. 64 – 94.
4. Тайсаев Т.Т. Литохимические потоки рассеяния золота в областях горно-долинного оледенения Сибири // Докл. АН СССР, 1985. – Т. 282. – №3. – С. 693 – 696.
5. Тайсаев Т.Т. Биогенная концентрация золота в ландшафтах золоторудных полей гольцовой зоны // Докл. АН СССР, 1988. – Т. 301. – №4. – С. 972 – 976.
6. Тайсаев Т.Т. Хариус – биоиндикатор техногенного загрязнения горных рек Сибири // География и природные ресурсы, 1992. – №2. – С. 49 – 52.

ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ТЕРРИТОРИИ ТОМСК - СЕВЕРСКОЙ ПРОМЫШЛЕННОЙ АГЛОМЕРАЦИИ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ИЗУЧЕНИЯ ПЫЛЕАЭРОЗОЛЬНЫХ ВЫПАДЕНИЙ

А.В. Таловская

**Научный руководитель доцент Е.Г. Язиков
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия**

В настоящее время природные и антропогенные процессы являются мощными источниками поступления пылеаэрозолей в окружающую среду. Одной из особенностей загрязнения атмосферного воздуха является полиэлементность состава аэрозольных выпадений. Это связано с тем, что выбросы предприятий основных отраслей промышленности и ТЭЦ содержат широкий спектр химических элементов (Язиков и др., 2004). Наиболее опасными для дыхательных путей являются частицы от 0,5 до 5 мкм, некоторая доля которых за счет ингалирования поступает в легкие к альвеолам и оказывает негативное воздействие на системы и органы человека.

Западно-Сибирский регион представляет особый район со сложной техногенной нагрузкой за счет размещения разнотипных предприятий. Спецификой Томской области в данном регионе является наличие Сибирского химического комбината с его производством ядерно-топливного цикла. Наибольшее воздействие, которого приходится на юг области – Томский район. Ранее сотрудниками кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета было установлено, что влияние СХК выходит далеко за пределы санитарно-защитной зоны предприятия (Рихванов, 1997).

Для изучения атмосферных выпадений в южной части г.Томска и п.Тимирязево (пригород) автором в течение 2001 – 2005 гг. проводится комплексный мониторинг пылеаэрозольных выпадений. В качестве объектов исследования использовался снеговой покров в зимний период, а в летний – материал накапливался на планшетах. В качестве пунктов мониторинга были выбраны следующие площади: территория учебных корпусов Томского политехнического университета (ТПУ), Лагерного Сада и п. Тимирязево. Микроэлементный состав твердого осадка снега (ТОС) определялся методом атомной абсорбции с индуктивно-связанной плазмой в Республике Кыргызстан, а более детальное исследование в ядерно-геохимической лаборатории кафедры геоэкологии и геохимии ТПУ инструментальным нейтронно-активационным анализом. Вещественный состав проб изучался автором с применением стереоскопического

бинокулярного микроскопа на кафедре геоэкологии и геохимии ТПУ и с использованием катодной люминесценции на кафедре лазерной и световой техники ТПУ под руководством к.ф.-т.н. доцентов Корепанова В.И. и Олешко В.И. Кроме этого, автором на кафедре биологии и генетики Сибирского медицинского государственного университета проводилось биотестирование аэрозольных выпадений на *Drosophila melanogaster* под руководством ассистента Новиковой Н.А.

Сравнивая данные по среднесуточной пылевой нагрузке и соотношению в пробах частиц природного и техногенного происхождения за период 2001 – 2005 гг., можно отметить, что на протяжении всего периода величины показателей существенно не изменялись. Среднесуточная пылевая нагрузка в зимний период в пунктах мониторинга входит в низкую степень запыленности (10 – 80 мг/м²*сут), а в летний период на территории учебных корпусов ТПУ устанавливается высокий (2002 г. – 195 мг/м²*сут, 2003 г. – 731 мг/м²*сут) и очень высокий уровень загрязнения (2004 г. – 852 мг/м²*сут), тогда как для п. Тимирязево устанавливается низкий уровень загрязнения (2002 г. – 83 мг/м²*сут, 2003 г. – 120 мг/м²*сут, 2004 г. – 181 мг/м²*сут). В пробах ТОС частицы техногенного происхождения: муллит, ферромагнетит, асбест и др. (80 – 90%) преобладают над природными частицами: кварц, полевой шпат, слюда и др. (10 – 20%), а пыль – частицы природного происхождения (70 – 80%) доминируют над техногенными (30 – 40%). По результатам импульсной катодной люминесценции частицы природного происхождения дают характерное свечение – для кварца – голубое, для полевого шпата – розовое, для кальцита – желтое.

Таблица 1

Геохимическая характеристика твердого осадка снега, мг/кг

Элемент	Lu	La	Ce	Hf	Ta	U	Th
учебные корпуса ТПУ (по годам)							
2001 г.	0,42	41,4	69,9	7,9	1,1	5	10,3
2002 г.	0,05	32,3	55	3,8	0,1	0,7	5,5
2003 г.	0,49	41,6	79	6,8	1	5,4	10,9
2004 г.	0,35	26,1	43,4	3,8	0,53	3,3	5,4
учебные корпуса ТПУ (по месяцам)							
декабрь 2002 г.	0,24	42,1	80,8	4,9	0,87	38,9	9,7
январь 2003 г.	0,42	38,8	71,5	5,5	1,6	12,7	10
февраль 2003 г.	0,47	39	69,6	5	1,5	6,4	9,2
март 2003 г.	0,33	32,2	66	5,4	1,2	3,4	8,9
п. Тимирязево (по годам)							
2001 г.	0,26	22,7	56,9	5,1	0,79	2,9	7,7
2002 г.	0,26	22,5	53,9	8,3	0,87	5,2	7,3
2003 г.	0,51	40,4	77,7	6,6	0,97	4,7	11,1
2004 г.	0,49	29,4	48,9	3,9	0,5	4	6,7
п. Тимирязево (по месяцам)							
декабрь 2002 г.	0,26	22,5	53,9	8,3	0,87	5,2	7,3
январь 2003 г.	0,4	36,7	59,1	3,9	1,2	7,3	8
февраль 2003 г.	0,45	44	63	4,6	1,1	3,2	8,6
март 2003 г.	0,43	39,2	81,1	5,6	1,5	0,43	11,1

По результатам исследования вещественного состава 112 снеговых проб, отобранных ранее сотрудниками кафедры геоэкологии и геохимии на территории г. Северска установлено, что частицы техногенного происхождения – 50 – 70% (сажа, шлак, муллит, ферромагнетит) доминируют над природными – 20 – 30% (кварц, полевой шпат, кальцит). Аналогичная картина наблюдается и в пробах ТОС населенных пунктов, располагающихся в зоне влияния СХК. В пробах ТОС территории п. Самусь на техногенную составляющую приходится 76%, а на природные частицы до 24%, п. Кижирово – 71% и 29% соответственно, п. Моряковка – 68% и 32% соответственно, п. Каргала – 69% и 31% соответственно, причем наибольший процент приходится на частицы сажи и шлака.

По результатам инструментального нейтронно-активационного анализа в пробах твердого осадка снега по годам и по месяцам (2001 – 2004 гг.) поступление редких и редкоземельных элементов в пунктах мониторинга носит относительно однородный геохимический спектр. Тогда как, наиболее интересная динамика в накоплении радиоактивных элементов – накопление урана и тория в ТОС весьма неоднородно как по месяцам, так и по годам, причем это характерно как для города, так и для пригородной зоны, что свидетельствует о наличии локальных источников их поступления (таблица 1). В начале зимнего периода, в декабре, концентрация урана выше по сравнению с мартом.

Сопоставляя значения содержаний тяжелых металлов I-го (As, Be, Cd, Pb), II-го (Co, Cr, Cu, Mo, Sb), III-го (Ba, Mn, Sr, V, W) классов опасности в пробах, отобранных на территории г. Томска и г. Северска, по данным метода индуктивно-связанной плазмы, отмечаются повышенные содержания Cd, Pb, W в ТОС территории г. Томска, тогда как содержание Zn, Cu, Mo, Sb больше в ТОС территории г. Северска. Содержание тяжелых металлов в пробах ТОС пригородов Поросино и Тимирязево существенно не отличаются.

По результатам исследований был подсчитан коэффициент концентрации для каждой пробы и построен геохимический ряд ассоциации тяжелых металлов по убыванию коэффициентов концентрации (таблица 2). Для территории г. Томска выделяется ассоциация вольфрама, селена и кадмия, а для территории г. Северска – селен, цинк, вольфрам. Кроме этого, по данным ИНАА для мониторинговых территорий выделяется ассоциация сурьма-барий и редкоземельных элементов в течение всего периода исследования.

Кластерный анализ выделил характерные ассоциации элементов для промышленных и селитебных участков территории Томского района. Так для территории промышленных предприятий г. Томска выделяются характерные ассоциация тяжелых металлов – кобальт и хром и ассоциация редкоземельных и редких элементов, для селитебных участков комплекс ассоциаций тяжелых металлов и редких и редкоземельных элементов (Таловская, 2004). Тогда как для г. Северска характерны 3 ассоциации: сурьма-гафний; европий-кобальт самарий-лантан.

Геохимический ряд ассоциации тяжелых металлов по данным ИСР

Точка отбора	Геохимический ряд								
г. Северск	Se ₃₂	Zn ₂₅	W ₁₈	Sb ₁₂	Ba ₁₂	Mo ₁₁	Cd ₆	Pb ₅	As ₄
г. Томск	W ₄₂	Se ₃₆	Cd ₂₅	Sb ₂₄	Ba ₁₈	Mo ₁₇	Pb ₁₄	Zn ₉	As ₆
п. Тимрязево	Ba ₂₁	Sb ₁₆	Se ₁₄	Pb ₉	Mo ₉	As ₈	Cd ₆	Zn ₅	Be ₄
п. Поросино	Ba ₂₀	Se ₁₈	Mo ₁₄	Pb ₇	Cd ₆	As ₆	Be ₄	Sb ₄	W ₄

По данным f-радиографии, в изученных пробах различных территорий фиксируется уран как в форме молекулярного равномерного рассеяния, так и в виде отдельных скоплений. В пробе ТОС территории учебных корпусов ТПУ за 2003 г. отмечаются звездочные выделения урана, что говорит о локальном источнике его поступления. В пробах ТОС пригородной зоны и на территориях промышленных предприятий г. Томска (2003г.) фиксируются на фоне однородного распределения треков и отдельные скопления.

По результатам биотестирования на *Drosophila melanogaster* с высокой степенью вероятности на соотношение полов по сравнению с контролем повлияли пробы твердого осадка снега территорий электромеханического завода, г. Северска. Тогда как на количество мух с морфозами – пробы ТОС территорий электромеханического завода, ГРЭС-2, завода режущих инструментов, г. Северска, учебных корпусов ТПУ (2001, 2002, 2003 гг.).

Таким образом, комплексное изучение пылеаэрозольных выпадений позволило оценить сложную эколого-геохимическую обстановку на территории Томск – Северской промышленной агломерации.

Литература

1. Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск: Изд-во ТПУ, 1997. – 297 с.
2. Таловская А.В. Геохимическая характеристика и вещественный состав пылеаэрозольных выпадений южного округа г. Томска // Проблемы геологии и освоения недр: Материалы трудов VIII Международного научного симпозиума студентов, аспирантов и молодых ученых имени академика М.А. Усова. – Томск: Изд-во ТПУ, 2004.– С. 757 – 760.
3. Язиков Е.Г., Рихванов Л.П., Шатилов А.Ю., Таловская А.В. Радиоактивные элементы в атмосферных выпадениях территории юга Западно-Сибирского региона // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы II Международной конференции. – Томск: Изд-во «Тандем-Арт», 2004. – С. 715 – 719.

АКТУАЛЬНОСТЬ УЧЕНИЯ АКАДЕМИКА В.И. ВЕРНАДСКОГО В СОВРЕМЕННЫХ УСЛОВИЯХ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КРИЗИСА ПЛАНЕТЫ

А.В. Таловская, О.Г. Токаренко

Научный руководитель доцент Г.М. Иванова
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

История науки знает имена выдающихся мыслителей, которые обобщали всю совокупность знаний своей эпохи и на столетия определяли характер научного мировоззрения. Такими были Аристотель, влияние идей которого закончилось только в эпоху Возрождения, Абу Али Ибн Сина, известный на средневековом Западе под именем Авиценны. В эпоху Возрождения к таким мыслителям относился Леонардо да Винчи. В XVIII веке в России выделялась могучая фигура М.В.Ломоносова, который внес крупный вклад в развитие астрономии, физики, химии, геологии, минералогии, был создателем нового русского языка, потом и своими научными трудами определил мировоззрение многих поколений.

В XX веке такой же по значению величиной стал гениальный русский ученый Владимир Иванович Вернадский, труды которого не только внесли огромный вклад в развитие геолого-географических, физико-химических, биологических наук, но и принципиально изменили научное мировоззрение XX века. Им основаны новые научные направления – геохимия, радиогеология, биогеохимия, создан Радиевый институт, большую роль сыграли его фундаментальные работы по истории научных знаний, природным водам, метеоритике, почвоведению, кристаллографии и многим другим наукам, важным для современности, но особенно важно то, что он является создателем одного из величайших достижений естествознания XX века – это учение о биосфере и ноосфере, которую он рассматривал как качественно новый эволюционный этап в развитии биосферы планеты. Это выдающееся учение В.И. Вернадского позволило восстановить целостность всей картины мира, по-новому взглянуть на окружающую нас планету как среду обитания человека, предвидеть много актуальных проблем сегодняшнего мира и наметить пути их решения в будущем. Это учение как никогда актуально сегодня на рубеже XX и XXI столетий в условиях глобального экологического кризиса планеты, когда вопрос о выживании человечества встал сегодня очень остро.

Еще в 1938 г. В.И. Вернадский писал: «Мы присутствуем и жизненно участвуем в создании в биосфере нового геологического фактора, небывалого в ней по мощности... Закончен после многих сотен тысяч лет неуклонных стихийных стремлений охват всей поверхности биосферы единым социальным видом животного царства - человеком. Нет на Земле уголка, для него недоступного. Научной мыслью и государственно организованной, ею направляемой техникой, своей жизнью человек создает в биосфере новую биогенную силу... Создание ноосферы из биосферы есть природное явление, более глубокое и мощное в своей основе, чем человеческая история... Это новая стадия в истории планеты, которая не позволяет пользоваться для сравнения, без поправок, историческим ее прошлым. Ибо эта стадия создает по существу новое в истории Земли, а не только в истории человечества» (Вернадский, 1995).

По В.И. Вернадскому ноосфера – это сфера разума, область господства человеческой мысли, особая стадия в развитии Земли. Ноосфера, оставаясь областью мысли, разума, она одновременно активно участвует в изменении планеты. В.И. Вернадский говорит: «Научная мысль человечества работает только в биосфере и в ходе своего проявления в конце концов, превращает её в ноосферу, геологически охватывает её разумом» и добавляет: «Все

человечество, вместе взятое, представляет ничтожную массу вещества планеты. Мощь его связана не с его материей, но с его мозгом, с его разумом и направленным этим разумом его трудом... Ноосфера есть новое геологическое явление на нашей планете. В ней впервые человек становится крупнейшей геологической силой. Он может и должен перестраивать своим трудом и мыслью область своей жизни». Из работ великого мыслителя напрашивается вывод о том, что геологической силой является собственно не Homo Sapiens, а его разум, научная мысль социального человечества. В «Философских мыслях натуралиста» В.И. Вернадский писал: «Мы как раз переживаем яркое вхождение человечества в геологическую историю планеты. В последнее тысячелетие наблюдается интенсивный рост влияния одного видового живого вещества – цивилизованного человечества – на изменение биосферы. Под влиянием научной мысли и человеческого труда биосфера переходит в новое состояние - ноосферу» (Вернадский, 1995; Вернадский, 1926).

В.И. Вернадский оказался прав. Истинное его величие выясняется только теперь. Оно – в его глубоких философских научных идеях, заглядывающих в будущее, вплотную затрагивающих судьбы всего человечества. Сегодня мы являемся наблюдателями и исполнителями глубокого изменения биосферы. Многие из того, о чем писал и что предвидел Вернадский, подтверждается громадными изменениями, происходящими на планете в XX и XXI веках.

В частности, одно из условий ноосферы – преобладание геологической роли человека над другими геологическими процессами, протекающими в биосфере, предсказанное В.И. Вернадским, становится реальностью. Человек стал самой могучей геологической силой, являясь причиной экологического кризиса планеты. Так, объём горных пород, ежегодно извлекаемых на поверхность Земли всеми шахтами и карьерами мира, уже в 2 раза превышает объём лав и пеплов, извлекаемых за год всеми вулканами. Число природных минералов, образовавшихся в различных физико-химических средах в результате сложных геохимических процессов, не превышает 3500, а число ежегодно синтезируемых человеком новых веществ измеряется десятками тысяч. Человеческая деятельность изменяет рельеф и гидрографическую сеть. Человеческая цивилизация привела к усилению парникового эффекта, изменяющего климат на планете; ведет к разрушению озонового слоя атмосферы; загрязнению гидросферы. Под давлением человеческой деятельности быстро уменьшается биологическое разнообразие на планете, являющегося фундаментальной основой жизни на Земле, определяя возможность существования, как различных экосистем, так и биосферы в целом. Специалисты утверждают, что в связи с деградацией природной среды по вине человека ежегодно на планете исчезают 10 – 15 тыс. разновидностей организмов, формировавшихся сотни миллионов лет. Быстрое сокращение биоразнообразия на уровне экосистем приведет в ближайшие 20 – 30 лет к угрозе потери около 1 млн. видов, то есть к ускорению сокращения числа видов по сравнению с естественным историческим ходом развития в 1000 раз, что означает потерю генофонда и потерю устойчивости экосистем. Так, под угрозой уничтожения сегодня тропические леса Южной Америки и Африки, которые являются местом обитания 50 – 80 % видов живых организмов планеты и которые выполняют функции мощного поглотителя углекислого газа из атмосферы в процессе фотосинтеза. В России на грани гибели ковыльные степи и тундровые системы в районах нефтедобычи, в критическом состоянии находятся озера Ладожское и Байкал; Азовское, Каспийское и Балтийское моря. В настоящее время наблюдается быстрый процесс истощения природных ресурсов шельфа океанов и морей, в акваториях которых сосредоточена значительная часть видов морских организмов, идет загрязнение морской и речной воды.

Широкое использование химических веществ (в коммерческом обороте сегодня находится около 100 тыс. химических веществ), промышленные выбросы, захоронения отходов химических производств и различного рода аварийные ситуации на химических предприятиях привели к тому, что масштаб химического загрязнения природной среды крупных промышленных районов мира достиг очень высокого уровня. Так, в случае одного из типов химических загрязнителей – хлорфторуглеводородов, используемых в холодильных системах и в аэрозольных товарах, – последствия загрязнения (разрушение стратосферного озонового слоя) приобретают опасный для жизни человека глобальный характер. Идет не менее серьезное накопление химических веществ, в том числе токсичных, например, пестицидов и других сельскохозяйственных химикатов в продуктах питания. Все это чревато опасностью долгосрочных последствий.

Кроме того, существуют еще твердые отходы, включающие все бытовые отходы, отходы промышленных предприятий и общественных учреждений, объём и виды которых увеличиваются в последние годы беспрецедентными темпами. По данным ученых, объём твердых отходов к 2005 г. возрастет в 5 раз, что может стать уже непосильным бременем для экосистем планеты. И, наконец, существуют еще радиоактивные отходы. Ежегодно в мире в результате производства ядерной энергии образуется 200 тыс. м³ мало- и среднеактивных отходов и примерно 10 тыс. м³ высокоактивных отходов. Большую опасность представляют также аварийные ситуации на атомных объектах. И от всей этой опасности международное сообщество обязано защитить человечество. Опасность представляют также высокие темпы извлечения невозполнимых полезных ископаемых планеты, особенно энергоресурсов планеты, необходимых для развития цивилизации и формирующихся сотни тысяч и миллионы лет. Запасы пресной подземной воды также истощаются в связи с высокими темпами потребления.

Таким образом, на рубеже XXI века ведущие ученые мира констатируют, что создалась угроза выживания человечества со стороны окружающей природной среды, быстро деградирующей под натиском человеческой деятельности. Угроза эта имеет общепланетарный характер. Серьезная озабоченность грозящей катастрофой заставила лучших ученых мира по инициативе ЮНЕСКО ООН провести тщательную экспертную оценку состояния земной экосистемы, установить причины глобального экологического кризиса планеты и предложить международному сообществу пути спасения человечества. Генеральный секретарь Конференции ООН Морис Стронг сказал: «Или будет спасен мир или погибнет вся цивилизация» (Конференция ООН, 1993). В результате исследований ученые пришли к выводу, что источником глобального экологического кризиса планеты является гибельный путь современного развития цивилизации, идущий вспять развитию ноосферы, приводящий к постоянно увеличивающимся нагрузкам на экосистемы, обеспечивающие жизнь на Земле. Разрушающая деятельность человека привела к тому, что идут изменения климата, уменьшение стратосферного озонового слоя Земли, истощение запасов ресурсов планеты, в том числе энергоресурсов, пресной воды; загрязнение больших территорий радионуклидами, токсичными тяжелыми металлами, пестицидами, появляются кислотные дожди, идут опасные изменения литосферы, гидросферы и атмосферы и т.д. Решить эту проблему и предотвратить катастрофу может лишь человеческий разум. Учеными мира была разработана и предложена программа спасения человечества – новая модель развития человечества – модель устойчивого развития общества, основанная на принципах и условиях развития ноосферы по Вернадскому, под названием «Программа

развития цивилизации на XXI век» (Конференция ООН, 1993). Фактически это супер – программа, ориентированная на подготовку мирового сообщества к решению тех экологических проблем, с которыми наша цивилизация столкнулась в XXI веке. Всемирный саммит в Йоханнесбурге (Южная Африка) в 2002 г. – это вторая «мозговая атака» мирового общества по предотвращению глобального экологического кризиса. Основным итогом Йоханнесбургского Саммита, проходящего под девизом «Народы. Земля. Выживание», – это подтверждение безальтернативности модели устойчивого развития. Другого пути нет (На Всемирном саммите..., 2002).

Ученые предложили фактически совершить революционный переход к новому пути развития человечества, к созданию принципиально нового общества, высоко нравственного, основанного на гармонии человека и природы. Достигнуть это возможно в случае революции человеческого сознания, когда человек, наконец, поймет, что чрезмерная эксплуатация им природы несет ему и планете гибель, что уже настал предел возможности природы выдерживать разрушительные нагрузки и необходим поворот нашей цивилизации от современного тупикового пути развития на новый разумный путь развития, о котором мечтал и который предсказывал великий ученый – академик В. И. Вернадский.

Литература

1. Вернадский В.И. Мысли и переписка о ноосферах. – М.: Наука, 1995.
2. Вернадский В.И. Биосфера. – Ленинград: НХТИ, 1926.
3. Вернадский В.И. Дневники 1921 – 1925. – М.: Наука, 1998.
4. Директива Совета Безопасности Европейского Союза 98/83/ЕС от 3 ноября 1998 г.
5. Конференция ООН по окружающей среде и развитию (Рио-де-Жанейро, 1992г.)/Под ред. В.А.Коптюга – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 1993. – 62 с.
6. На Всемирном саммите в Йоханнесбурге / Ноосфера. – М.: Наука, 2002.

ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ЖЕЛЕЗНОДОРОЖНОГО ПОЛОТНА НА УЧАСТКЕ ТУАПСЕ-АДЛЕР

Е.И. Трущенко

**Научный руководитель доцент Н.А. Осипова
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия**

В докладе рассматривается проблема безопасности эксплуатации железнодорожного полотна на участке Туапсе – Адлер Черноморского побережья Северного Кавказа.

Актуальность работы связана со сложными геоэкологическими условиями побережья и угрозой ряда факторов природно-техногенного характера.

Цель работы: дать общую характеристику геоэкологической обстановки на участке Туапсе – Адлер Черноморского побережья Северного Кавказа и выявить роли природных факторов в безопасности функционирования железной дороги.

Железнодорожный транспорт – самый экологически чистый, и во время снегопадов остается единственным средством связи центра с районами. Основные грузовые и пассажирские перевозки осуществляются по железной дороге. На станцию Сочи в отдельные дни прибывает до 1000 тонн грузов. Осуществлять аналогичные объемы перевозок автомобильным транспортом в данных рельефных условиях невозможно.

Современная геоэкологическая обстановка на Черноморском побережье Российской Федерации определяется довольно сложным сочетанием природных и техногенных факторов.

К благоприятным природным факторам можно отнести:

- субтропический климат;
- наличие террасированных речных и морских склонов, пляжей;
- запасы пресных и минеральных вод.

Наличие неблагоприятных естественных условий, таких как:

- геоморфологические (сложный рельеф);
- литологические (породы, различные по составу и текстурно-структурным особенностям);
- инженерно-геологические (наличие пород с различными физико-механическими свойствами);
- тектонические (высокая сейсмичность района).

На побережье широко развиты экзогенно-геологические процессы. Пространственно-временные закономерности их формирования связаны с распространением неустойчивых и слабоустойчивых комплексов пород, высокой увлажненностью и резкими колебаниями количества атмосферных осадков, водностью рек, штормовой активностью в береговой зоне моря, повышенной сейсмичностью и др. Сложную геоэкологическую обстановку на побережье определяют такие опасные природные явления как:

- оползни;
- морская абразия;
- плоскостная эрозия;
- сели;
- просадки;

– обвально-осыпные процессы и др.

Наибольшую угрозу для безопасности движения ж/д транспорта представляют оползни.

Особенности обстановки Черноморского побережья Кавказа обусловлены наличием различных факторов развития оползневых процессов. Основными из них являются: эндогенные – неотектонические движения и землетрясения; экзогенные – увлажнение пород атмосферными и подземными водами, гидростатическое и гидродинамическое давление, подсечка склонов эрозией и абразией; антропогенные – деятельность человека.

Активизация оползневых процессов напрямую зависит от времени года. Наибольшую опасность оползни представляют в сезон ливневых дождей (февраль – март и сентябрь месяцы).

Пораженность территории данными процессами очень велика. Объемы горных пород, сползающих по склону, измеряются сотнями и тысячами кубометров (так, например, обвал бровки косогора на 1922 км перегона Лазаревское – Чемитоквадже, сан. Чемитоквадже). Грунт объемом 450 кубометров выбил 20 погонных метров бетонной стены на II ж/д путь. Объем подвижных масс составил 4000 кубометров.

Другим примером может послужить 1951 км перегона Лоо – Дагомыс объем оползень-селевого выноса составил 500 кубометров, а объем тела оползня 10 тыс. кубометров, поверхностью скольжения стала граница делювиального покрова и глинистых сланцев направленная под углом 15° в сторону ж/д пути.

Основными мероприятиями по защите от оползневых процессов и ликвидации их последствий являются:

- возведение подпорных стен;
- дренирование склонов водоотводными нагорными канавами;
- выполаживание и террасирование склонов.

Не менее опасным процессом является морская абразия.

Основные условия, определяющие формирование берегов морей:

1) геологические: группа горных пород по инженерно-геологической классификации, условия их залегания, ориентировка тектонических структур, новейшие и современные движения земной коры, распределение рыхлого материала в береговой зоне и его состав;

геоморфологические: рельеф подводного берегового склона (берега приглубые или отмелье) и побережья (берега погружения или поднятия), ориентировка береговой линии, положение аккумулятивных форм рельефа, современные геологические процессы, их проявление и активность и др.;

гидрологические: размеры водной поверхности, режим уровня воды (многолетний, сезонный, недельный, суточный), ледовый режим, интенсивность волноприбойных явлений, вызванных господствующими ветрами, движением судов, паводковыми явлениями, направленными береговыми течениями и др.;

4) условия, возникшие в связи с инженерной и хозяйственной деятельностью человека: строительство сооружений в береговой зоне, подработка склонов, распашка склонов, экскаваторные и рефулерные работы в русле, интенсивное судоходство, режим эксплуатации водохранилища (объем, продолжительность и частота сработки уровня воды) и т.д.

Капитальными мероприятиями являются строительство сооружений и береговых укреплений как непосредственной защиты от прямого воздействия на них волноприбоя, так и сохранения и наращивания в прибрежной зоне рыхлого материала, слагающего пляж и аккумулятивную отмель. Защитные сооружения представляют собой различного рода берегоукрепления: волноотбойные стенки, бетонные плиты, тетраподы, каменные наброски, мощение берега и откосов камнем и др. В практике укрепления берегов, особенно морских, рациональным считается сочетание сооружений с постоянным осуществлением профилактических мер.

Буны являются поперечными сооружениями, применяемыми в тех случаях, когда имеется естественное движение наносов вдоль берега.

Волноотбойные стенки представляют собой продольные сооружения, примыкающие к берегу и защищающие его от размыва. Для защиты их основания от подмыва применяются рибсермы (крепление из каменной кладки, наброски, бетонных плит и др.). Волноотбойные стенки часто одновременно являются подпорными, так как поддерживают горные породы со стороны берега.

Выбор способа защиты берега от подмыва и разрушения определяются рядом факторов (мощностью волновых явлений на рассматриваемом участке, наличием вдольбереговых направленных потоков наносов, рельефом береговой зоны, особенно подводной ее части, геологическим строением, необходимостью наряду с защитой берега выполнять его архитектурное оформление). Но большое, если не решающее значение при этом имеет не только техническая целесообразность способа защиты берега, но и его экономическая выгодность по сравнению с другими.

Природные факторы риска возникновения опасных явлений необходимо учитывать при эксплуатации железной дороги и строительстве инженерно-технических сооружений.

Литература

1. Ананьев В.П., Потапов А.Д. Инженерная геология. – М: Высш. шк., 2000. – 511 с.
2. Генеральная схема берегоукрепительных и противооползневых мероприятий на участке Туапсе – Адлер Черноморского побережья Кавказа. Инженерно-геологическое обоснование / Под ред. Ворошилова В.И., Васильева Д.С. – Сочи: Южгпрокоммунстрой, 1971. – 93 с.
3. Каталог осыпных, обвальных и оползневых мест на участке Туапсе – Адлер // Северо-Кавказская железная дорога. Инженерно-геологическая база Службы пути. – Сочи, 1978.
4. Экзогенные геологические опасности. Тематический том / Под ред. В.М. Кутепова, А.И.Шеко. – М: Издательская фирма «КРУК», 2002. – 348 с.

НЕКОТОРЫЕ ТИПЫ ТЕХНОГЕННЫХ МИНЕРАЛЬНЫХ РЕСУРСОВ ЮЖНОЙ СИБИРИ

Т.В. Усманова

Научный руководитель профессор Л.П. Рихванов

В настоящее время наблюдается значительный рост потребности в минеральном сырье, в то время как запасы его в недрах неуклонно сокращаются. На многих горнопромышленных предприятиях сокращаются запасы богатых руд, ухудшаются условия отработки месторождений и, как следствие, возникают проблемы с сырьем на перерабатывающих предприятиях, и рентабельность производства падает. Таким образом, нарастает проблема поиска новых источников сырья, поиски и разработка которых приносили бы как можно меньше финансовых затрат. В этих условиях сформировавшиеся на горнопромышленных предприятиях хранилища отходов могли бы стать одним из резервов пополнения минерально-сырьевой базы предприятий. В случае положительной геолого-экономической оценки такие объекты принято называть техногенными месторождениями (ТМ), то есть в них накапливаются полезные компоненты, не извлеченные в процессе производства продукции, и вызвано это, в первую очередь их происхождением, по этому признаку нами была создана классификация техногенных месторождений (Рихванов, Филинова, 2000).

На территории южной Сибири находится большое количество таких объектов, некоторые из них подробно изучались (Бортникова и др., 2003). Предметом нашего изучения являются радиоактивные отходы Сибирского химического комбината, (г. Северск), а также золы от сжигания углей.

На всех этапах ядерно-топливного цикла (ЯТЦ) образуются радиоактивные отходы, источником образования которых в первую очередь являются радиоактивные вещества, сопровождающие природный уран. Основная их масса образуется в процессе деления ядер урана в виде продуктов деления, в состав которых, как известно, входит более чем половина всех элементов периодической системы, в том числе ценные компоненты, широко применяемые в различных отраслях деятельности. Они накапливаются во всех видах отходов ЯТЦ, часть их сохраняется в отработанных твэлах и при регенерации топлива практически полностью (более 99%) переходит в отходы. Засекреченность атомных объектов, их продукции, не позволяет экспериментально определить состав отходов на подобных предприятиях. Но доказательством образования в результате ядерных превращений ценных компонентов (в виде стабильных изотопов) могут являться цепочки радиоактивного распада (Гусев, 1988).

Также для определения состава РАО можно воспользоваться известными данными о составе продуктов деления, образованных в процессе работы природного ядерного реактора (ПЯР) в Габоне, являющегося, по сути дела, аналогом промышленных реакторов. Многочисленные геолого-геохимические исследования ПЯР типа Окло-Богомбо, выполненные Франсуа Готье-Ляфеем и его коллегами, показали, что в ядерных зонах происходит образование ряда химических элементов, которые являются конечными продуктами цепочки радиоактивного распада. Таковыми являются редкие земли (La, Cs, Th, благородные металлы (Ru, Rh, Pd), а также Te, Zr, Sr). Проводившиеся исследования геохимической характеристики образцов из Окло и Богомбо показали, что концентрация в них металлов группы платины (МПГ) составляет: Rh – от 14 до 50,5 г/т; Ru – от 71,6 до 306 г/т; Pd – от 11,1 до 37,2 г/т (Усманова, 2004), что соответствует промышленным содержаниям этих компонентов в собственных месторождениях МПГ.

На СХК также хранится отвалный гексафторид урана, который составляет около 85% от полного объема перерабатываемого сырья. По своему изотопному составу (содержание U^{235} составляет около 0,3%) это высококачественное сырье, которое по своему качеству превосходит естественный природный уран, который поступает на переработку при обычной схеме технологического цикла. При этом стоит учесть, что для того, чтобы получить 1 кг естественного природного урана, нужно переработать 1 – 5 тонн урановой руды. В случае более полного извлечения U^{235} из образовавшегося отвалного продукта будет получено определенное количество материала, имеющего существенный спрос (например, он представляет собой источник для получения фтора и закиси-оксида урана) (Усманова, Рихванов, 2003).

Другим объектом исследований являются отходы, образующиеся в результате добычи, обогащения и промышленного использования углей (вскрышная порода, хвосты обогащения и угольная зола).

На стадии добычи углей основными видами отходов являются: шахтная порода, образующаяся при добыче угля подземным способом и порода вскрыши, неизбежно извлекаемая при разработке месторождений открытым способом. Компонентный состав шахтных и вскрышных пород по многим случаям позволяет считать эту категорию отходов потенциальным сырьем, которое может непосредственно использоваться для тех или иных нужд или подвергаться переработке с целью производства различных видов продукции (строительных материалов, огнеупорных изделий, в производстве стекла, штукатурно-кладочных растворов, цемента и других), а также использоваться в качестве закладочного материала в выработанные пространства шахт, в строительстве дорог и так далее.

В больших количествах отходы образуются на обогатительных фабриках угольной и коксохимической промышленности, на предприятиях которых происходит обогащение углей по золе. Наиболее распространенными компонентами, входящими в состав отходов обогащения, являются окислы кремния (50 – 70%), алюминия (15 – 30%) и железа (не более 10%). Характеризуя вещественный состав отходов, предопределяющий направления их использования, следует указать на одну специфическую их особенность – присутствие в них органического компонента (остаточного угля), наличие которого позволит резко сократить расход технологического первичного топлива в различных термических процессах и на этой основе снизить затраты на производство продукции, вырабатываемой из отходов обогащения.

Благодаря своему минералогическому составу и наличию органического вещества отходы обогащения угля могут широко использоваться в промышленности и сельском хозяйстве. Одним из основных направлений является их использование в качестве сырья для производства строительных материалов. Также они используются при производстве керамики, в химико-технологических производствах (получение сернистых соединений, глинозема, концентратов ценных материалов, кремне-алюминиевых сплавов) и так далее.

При промышленном сжигании угля образуются золошлаковые отходы. Многочисленными исследованиями доказано, что в составе зольных остатков углей, состоящих, в основном, из оксидов кремния и алюминия, содержится ряд компонентов, обладающих ценными свойствами, позволяющими эффективно использовать их во многих современных технологиях. Кроме известных методов утилизации золошлаковых образований ТЭС (использование в качестве вяжущих материалов, инертных наполнителей в производстве строительных материалов и т.д.) в последнее время большое внимание уделяется таким их компонентам, как алюмосиликатные полые микросферы, магнетитовые

микрошарики, несгоревшие угольные частицы, ферросилиций и карбонатные микросферы, содержащиеся в золах и шлаках ТЭС (Кизильштейн, 1995).

Алюмосиликатные полые микросферы (ценосферы) по своим свойствам близки к полым микросферам, получаемым из раскислов промышленных методами, но стоимость их в несколько раз ниже. Совокупность уникальных свойств микросфер обуславливает широчайший спектр применения микросфер в современной промышленности: строительстве, автомобилестроении, нефтяной промышленности, в производстве керамики, пластидов и так далее.

Магнитные микросферы энергетических зол представляют собой микросферические образования на основе ферритовых шпинелей, образующихся в процессе термохимических превращений минеральной части угля. Размеры их колеблются от 5 до 250 мкм. Их высокая термостабильность, постоянный фазовый состав и низкая стоимость открывают возможности их использования в качестве эффективных катализаторов глубокого окисления углеводородов и техногенных отходов. Магнитные микросферы постоянного состава с прогнозируемыми свойствами могут заменить в производстве носителей и катализаторов дорогостоящие синтетические микросферы. При изучении магнитных микросфер выяснилось, что они на 80-90 % состоят из магнетита, иногда встречается гематит, кроме того, такие выделения часто содержат примесь ряда редких металлов. Это значит, что ежегодно в отвалах энергетических установок теряется значительное количество рудной составляющей, ее извлечение может дать дополнительное количество железа. Удаляются эти компоненты из зол путем магнитной сепарации, и из десятков млн. т зол могут быть получены миллионы тонн «суперконцентратов» железа. Кроме того, различными исследователями предложены и другие области использования микросфер: создание на их основе пористых стеклокристаллических матриц для иммобилизации больших объемов ЖРО, стабилизация органических отходов Пурекс-процесса и другие.

Таким образом, мы видим, что на территории южной Сибири имеется большое количество объектов, в том числе весьма своеобразных (отходы ядерно-топливного цикла и золошлаковые отходы от сжигания угля), которые требуют дальнейшего изучения на предмет возможного их использования в промышленности взамен природного сырья, так как горнодобывающая и горно-перерабатывающая промышленность здесь широко развиты. На наш взгляд необходимо составление общего кадастра техногенных минеральных ресурсов, подобного тому, который был создан в Читинской области (Харитонов, 2002).

В заключение следует отметить, что в новых условиях интенсификация использования накопленных техногенных ресурсов является значительным резервом повышения экономической эффективности работы предприятий в различных отраслях горного производства. Получение сырья из техногенных ресурсов уменьшает расход природного сырья и сокращает затраты на его добычу, тем самым способствуя удешевлению товарной продукции предприятия и увеличивая его прибыль. Следует учитывать и то, что отработка техногенных месторождений будут способствовать улучшению экологической ситуации в регионе. Следовательно, использование огромных объемов отходов может иметь большую эколого-экономическую значимость.

Литература

1. Бортникова С.Б. и др. Техногенные озера. Формирование, развитие и влияние на окружающую среду. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2003. – 120 с.
2. Гусев Н.Г., Дмитриев П.П. Радиоактивные цепочки: Справочник. – М.: Энергоатомиздат, 1988. – 112 с.
3. Кизильштейн Л.Я., Дубов И.В., Шпицглюз А.Л. Компоненты зол и шлаков ТЭС. – М.: Энергоатомиздат, 1995. – 176 с.
4. Рихванов Л.П., Филинова Т.В. К проблеме техногенных месторождений Сибири // Материалы региональной конференции геологов Сибири, Дальнего Востока и северо-востока России. – Томск, 2000. – Т. 2. – С. 61 – 63.
5. Усманова Т.В., Рихванов Л.П. Отходы предприятий ядерно-топливного комплекса как техногенные месторождения // Проблемы геологии и географии Сибири: Материалы научной конференции // Вестник Томского государственного университета. Серия «Науки о Земле». – Томск, 2003. – №3 (V) – С. 223 – 224.
6. Усманова Т.В. Техногенные месторождения, формирующиеся на предприятиях ядерно-топливного цикла // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы II Международной конференции. – Томск: Изд-во «Тандем-Арт», 2004. – С. 634 – 639.
7. Харитонов Ю.Ф. Техногенные образования Читинской области: эколого-экономическая оценка // Минеральные ресурсы России. Экономика и управление, 2002. – №6. – С. 30 – 39.

ДЕНДРОГЕОХИМИЯ. ЧТО ОНА ДАЕТ ДЛЯ ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА

А.А. Хекало

**Научный руководитель профессор Л.П. Рихванов
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия**

Постоянно усиливающееся загрязнение окружающей среды потенциально токсичными элементами, среди которых тяжелые металлы и радионуклиды является проблемой особого внимания.

Мониторинговые исследования природной среды становятся в последние десятилетия важным средством по оценке ее изменения. При этом большое значение приобретает не только определение уровня накопления химических элементов в различных природных объектах и выяснения характера их распространения по площади, но и динамика накопления этих элементов в течение определенного промежутка времени.

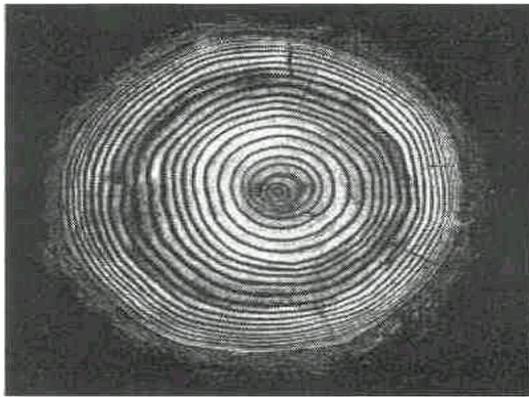


Рис. 1. Изображение древесного спила

условиях окружающей среды в прошлом (Markert, 1994 и др.). Оказывается, что древесина является подходящим материалом в этом отношении, так как деревья, растущие в умеренном, сезонном климате, образуют заметные годовые кольца роста (рис.1). Эти кольца могут быть точно датированы, год роста соответствует одному кольцу (Schweingruber et al., 1988, 1996). Это важное открытие впервые было записано известным флорентийцем Леонардо да Винчи, около 500 лет назад (Ludwig, 1970 и др.). Ряд колец старых деревьев уходит далеко в прошлое. Таким образом, такие деревья могут дать наслоенный, датированный материал для долгосрочных ретроспективных исследований. Другим преимуществом биомониторинга является то, что древесину легко испытывать и анализировать доступными методами. Соответственно, с начала 1960-х годов, развилась область научного исследования, которая стала известна как дендронализ (Gilboy et al., 1976 и др.) или лесохимия (Amato, 1988). Дендронализ – это ретроспективный биомониторинг загрязнения металлами окружающей среды посредством химических анализов колец годового роста деревьев (Hegemeier, 1993). На наш взгляд, более правильно говорить о дендрогеохимии, как одного из видов биогеохимии, но давшего возможность оценивать геохимическую ситуацию по временным интервалам.

Древесина деревьев интересна не только шириной годичных колец, но и плотностью древесины, ее химическим составом, и другими характеристиками, которые меняются во времени и несут разнообразную информацию (Журавлева, 2002; Бузынный и др., 1996 и др.).

Как результат загрязнения промышленными эмиссиями атмосферы, почвы и растительности, в годичных кольцах прироста идет накопление большого количества микроэлементов и тяжелых металлов.

Анализ содержания микроэлементов и тяжелых металлов в дендрохронологически датированных годичных кольцах деревьев разных видов позволяет воссоздать ход загрязнения атмосферы промышленными эмиссиями в том или ином районе и даже установить их количественную характеристику (Комин, 1990 и др.).

Информация, получаемая дендрохронологическими методами, широко используется в различных областях знаний. Ежегодно появляются сообщения о новых возможностях и объектах их применения, особенно в разделах экологической оценки природных процессов и изменений в результате всех видов антропогенных воздействий (Комин, 1990 и др.).

В 1986 году Hegemeier и Breckle провели исследования по определению радиального распределения Cd в стволе дуба, произрастающего около Белфельда, в северной Германии (рис. 2). Особенно высокая концентрация Cd встречалась в годовых кольцах, выросших в середине 1970-х годов. Концентрация во внешних кольцах, так же как и во внутренних частях ствола намного ниже. Наивысшая концентрация Cd оказалась ближе к границе между заболонью и сердцевиной (ядром древесины).

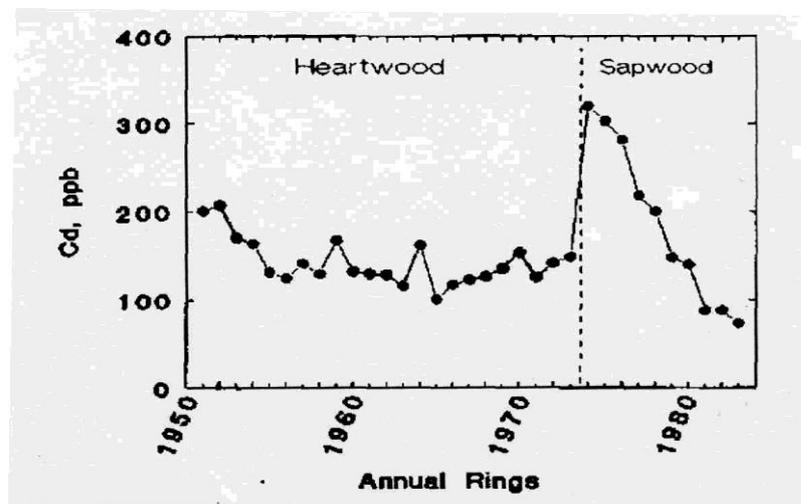


Рис. 2. Радиальное распределение Cd в стволе дуба из Белфельда, Германия. Ломаная вертикальная линия указывает границу между заболонью и сердцевиной (по Hegemeier и Breckle, 1986)

Л.П. Рихвановым и др. (1997) была сделана первая попытка изучить уровень накопления делящихся элементов в годовых кольцах деревьев в зоне влияния Сибирского химического комбината. При этом, методом автордиографии было обнаружено присутствие ртути, которая накапливалась в определенные временные интервалы и отчетливо фиксировала направление основной «розы ветров» в районе предприятия ядерного топливного цикла. Так, в направлении С-СЗ от ядерных производств максимальное накопление ртути приходится на период 1970 – 1984 гг., а в направлении С-СВ – на период 1960 – 1970 гг.

Кроме химического загрязнения природной среды (Hg, Pb, Zn и др.) существует и загрязнение радиоактивными элементами (C-14, Sr-90, U-235 и др.), которые поступают в окружающую среду в результате различных процессов из разнообразных технических систем, в том числе, в результате проведения ядерных испытаний и действия предприятий ядерного топливного цикла (добыча и измельчение руд, обогащение ядерного отработанного топлива, его переработка, захоронение отходов и др.).

Имеются попытки оценить динамику изменения уровня накопления техногенных радионуклидов в годовых кольцах деревьев. В работе R.E. Tout упоминается об исследовании радиоуглерода в годовых срезах деревьев (Tout et al., 1977 и др.). Н.Н. Ковалюх и др. (1995) показали динамику накопления C¹⁴, М.Г. Бузынный и др. (1996) – распределение Sr⁹⁰ в годовых срезах деревьев. С.Д. Garbe-Schonberg и др. (1997), используя метод ICP-MS, установили в годовых кольцах деревьев особенности накопления тяжелых металлов в районах с разной техногенной нагрузкой.

И.Я. Часников и др. (1997), используя классическую методику получения альфа-радиографий на толстослойных фотозумльсиях для ядерных исследований, в изучаемых годовых кольцах деревьев, весьма четко зафиксировали основные ядерные взрывы на полигонах Семипалатинска, Лобнора и Капустина Яра, а также аварии на ЧАЭС (рис. 3).

Т. А. Архангельская и др. (2004), используя один из самых высокочувствительных ядерно-физических методов анализа – осколочной (f) радиографии выявила закономерности в характере распределения совокупности делящихся радионуклидов (U-235, Pu, Am, и др.), определила динамику поступления делящихся элементов в окружающую среду за продолжительный период времени (от 14 до 269 лет).



Рис. 3. Распределение превышения плотности потока альфа-частиц над аппаратным и природным фонами в годовых кольцах тополя в п. Урда ЗКО (по Часникову И.Я., 1997)

Таким образом, имеется достаточно большое количество опубликованных работ, посвященных изучению накопления различных химических элементов в древесных кольцах. Тем не менее, в настоящее время слабо изучена проблема процесса миграции элементов внутри дерева. При имеющихся на сегодняшний день знаниях мы не можем в полной мере раскрыть информацию, которая может быть хранима в распределении химических элементов внутри дерева.

БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ИНДИКАЦИЯ РТУТНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОСИНСКОГО ЗАЛИВА БРАТСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Н.А. Цыпылова

Научный руководитель профессор Т.Т. Тайсаев

Бурятский государственный университет, г. Улан-Удэ, Россия

Основным источником техногенного загрязнения ртутью экосистемы Братского водохранилища в Ангарской лесостепи является комбинат «Усольехимпром» с цехом электролиза для производства хлора, каустической соды. За 30 лет работы комбината в водохранилище поступило более 80 т. ртути, основная масса которой накопилось в донных осадках в зоне подпора.

Исследованиями (Калмыков и др., 2000; Коваль и др., 2000) установлено высокое содержание ртути в донных отложениях и рыбах водоема на протяжении 120 км. Наибольшее (4,6 мкг/г) содержание ртути отмечено в донных осадках между г. Свирск и п. Балаганск, где около 50% выловленной рыбы загрязнено ртутью выше ПДК.

У жителей с. Коновалово Балаганского района, питающихся рыбой из водохранилища, содержание ртути в моче взрослых превышает мировой уровень в 2,8 раза и детей в 3,5 раза, а в волосах в 4,2 раза и 2,1 раза соответственно (Ефимова и др., 2000; Колесов и др., 2000). У жителей выявлены признаки нейротоксического действия ртути: нервно-психические расстройства, невротические и аффективные расстройства, нарушения памяти, затруднения воспроизводства информации. К группе риска жителей, проживающих на побережье Братского водохранилища, относятся дети дошкольного возраста, у которых в ежедневной рацион входит рыба с повышенным содержанием ртути.

Нами в 2003 – 2004 гг. проведена оценка загрязнения ртутью Осинского залива. На участках Рассвет, Усть-Алтан, Ирхидей, Бильчир и Обуса на протяжении 40 км в глубь залива от Братского водохранилища отобрано 170 проб

рыб зимнего и летнего уловов. Анализы на ртуть выполнены в Институте геохимии СО РАН атомно-абсорбционным методом холодного пара (предел обнаружения 0,002 мкг/г).

Осинский мелководный залив от Братского водохранилища вдается в глубь лесостепных ландшафтов на 35 – 40 км. Залив затопил на площади 150 кв. км плодородные земли – пастбища, пашни и покосы на лугово-черноземных и луговых почвах в бывшей густонаселенной долине р. Осы. Летом залив хорошо прогревается, характерна эвтрофикация водоема – цветение воды. При низких уровнях воды в водохранилище, особенно в 2003 г., в Осинском заливе на значительных площадях обнажается его илистое днище. В июне – июле экосистема залива развивается в условиях интенсивного прогревания и активного развития планктона и зообентоса, увеличения кормовой базы соровой рыбы. В таких экологических условиях в водоеме летом усилен биологический круговорот элементов, особенно метилированной ртути. Она прочно удерживается в экосистеме, богатой органическим веществом и накапливается в рыбе.

Основные результаты:

1. Установлено загрязнение ртутью рыб Осинского залива (рис. 1). Ртуть является типоморфным элементом техногенной аномалии. Наиболее высокие концентрации ртути наблюдаются в заливе на участке Рассвет на выходе его в Братское водохранилище в мышцах сома до 1,6 мкг/г и окуня – 0,9 мкг/г (ПДК – 0,6 мкг/г), в мышцах моллюсков – 0,5 мкг/г (ПДК – 0,2 мкг/г).

В мирных рыбах – лещ, карась, плотва содержание ртути колеблется в пределах 0,01 – 0,23 мкг/г. В лещах отмечаются повышенные концентрации ртути (2,2 – 4,0 ПДК). Содержание ртути выше ПДК наблюдаются у 45 – 50 % выловленных особей лещей.

Характер распределения ртути в рыбах Осинского залива свидетельствует о том, что загрязненные ртутью хищные и мирные рыбы проникают из Братского водохранилища в глубь залива. Например, сом с содержанием ртути в мышцах 0,5 мкг/г выловлен в устье р. Обуса, в 40 км от водохранилища.

Наиболее высокие содержания ртути в хищных и мирных рыбах отмечаются на участке Рассвет в устье залива, сопряженного с зоной основного потока загрязнения ртутью водохранилища между г. Свирском и п. Балаганском.

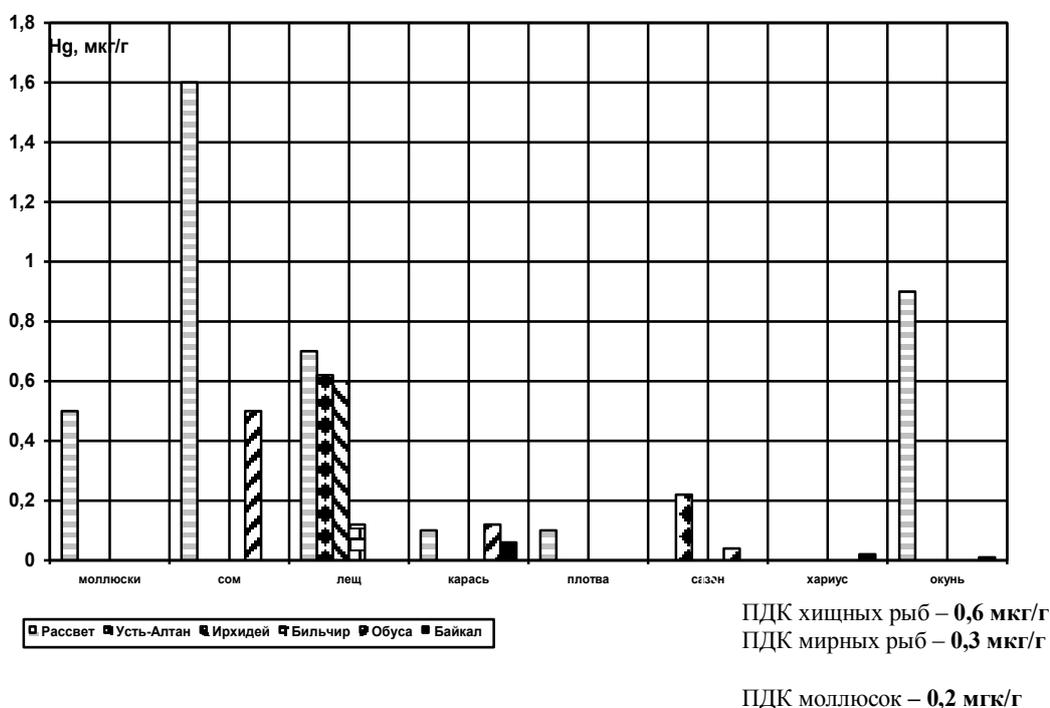


Рис. 1. Распределение ртути в мышечных тканях рыб и моллюсков Осинского залива и Байкала

Максимальные концентрации ртути отмечены в печени сома, окуня, леща, хариуса. Ряд возрастания ртути в органах леща: чешуя – икра – мышцы – печень. В моллюсках наиболее высокие содержания ртути в мышцах и низкие – в раковине (при соотношении 40:1). Моллюски процеживают через себя воду, являются хорошим биофильтром. Они, как и рыбы – биоиндикатор техногенного ртутного загрязнения водоема.

2. Полученные предварительные результаты показали загрязнение ртутью рыбы и моллюсков в Осинском заливе – источник экологического риска. Это требует дополнительного экологического мониторинга – наблюдения за уровнем ртутного загрязнения рыб для прогноза состояния медико-экологической ситуации в заливе в ближайшие годы. Особенно важно и актуально для Осинского района, где большая часть населения проживает на побережье залива и потребляет рыбу. Первоочередной задачей является снижение негативного влияния на здоровье населения при потреблении в пищу загрязненной ртутью рыбы и ограничение вылова ее.

Литература

- Ефимова Н.В., Лисецкая Л.Г., Гуськова Т.М. Гигиеническая оценка риска, обусловленная воздействием техногенной ртути // Проблемы ртутного загрязнения природных и искусственных водоемов, способы его предотвращения и ликвидации: Тез. докладов международной конф., 13 – 16.09.2000 г. – Иркутск: ИГ СО РАН, 2000 . – С. 38.

2. Калмычков Г.В., Коваль П.В., Гелетий В.Ф., Андрулайтис Л.Д., Бутаков Е.В. Ртуть в донных отложениях Братского водохранилища // Проблемы ртутного загрязнения природных и искусственных водоемов, способы его предотвращения и ликвидации: Тез. докладов международной конф., 13 – 16.09.2000 г. – Иркутск: ИГ СО РАН, 2000 . – С. 42.
3. Коваль П.В., Калмычков Г.В., Лавров С.М., Удодов Ю.Н., Райфилд Ф.Ц. Ртутное загрязнение бассейна водохранилищ Ангарского каскада: состояние проблемы // Проблемы ртутного загрязнения природных и искусственных водоемов, способы его предотвращения и ликвидации: Тез. докладов международной конф., 13– 16.09.2000 г. – Иркутск: ИГ СО РАН, 2000 . – С. 50.
4. Колесов В.Г., Ефимова Н.В., Бичева Г.Г. и др. Оценка нейротоксичности ртути, загрязняющей Братское водохранилище // Проблемы ртутного загрязнения природных и искусственных водоемов, способы его предотвращения и ликвидации: Тез. докладов международной конф., 13 – 16.09.2000 г. – Иркутск: ИГ СО РАН, 2000 . – С. 54.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ПРИ РАЗРАБОТКЕ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ЗАПАДНО-СИБИРСКОГО ЖЕЛЕЗОРУДНОГО БАСЕЙНА

И.Р. Шайхиев

**Научный руководитель доцент В.А. Домаренко
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия**

Бакчарское месторождение находится в центральной части Западно-Сибирского железорудного района, междуречье рек Бакчар и Икса. Прогнозные ресурсы месторождения по категории P1 составляют 28,6 млрд. т, при C ср. – 34,12 % и по категории P2 – 23,6 млрд. т.

При открытых разработках часто происходит осушение больших пространств поверхности Земли, прилегающих к карьерам, и вследствие этого вывод из сельскохозяйственного оборота значительных площадей пахотных земель. Особенно остро эта проблема стоит при добыче и переработке руд черных металлов и в первую очередь железа, так как здесь экологические проблемы возникают как на стадии добычи руд, что усугубляется большими её масштабами, так и на стадии переработки, обогащения руд, металлургического передела.

Метод подземного выщелачивания железных руд имеет большие преимущества перед шахтным или карьерным способами их разработки. Это, прежде всего отсутствие отвалов. Практически не нарушается земная поверхность. Трубопроводы и скважины, нарушающие ландшафт в период эксплуатации месторождения, легко ликвидируются после окончания работ и не оставляют следов на земной поверхности. Но могут возникнуть новые проблемы, которые надо предвидеть заранее и найти способы их предотвращения.

В конкретных условиях Бакчарского месторождения важной и совершенно неясной проблемой является проблема возможного проседания земной поверхности по мере отработки руд. Железная руда практически не будет выщелачиваться, а будет растворяться, так как рудные минералы занимают до 70 – 75% объема руды. Это дает основание утверждать, что в результате химического извлечения железа, алюминия, фосфора объем руды уменьшится приблизительно на 50%, что может привести к проседанию поверхности, так как при мощности рудной толщи 40 – 50 м это равносильно ее уменьшению до 20 – 25 м. Но произойдет ли это проседание? Возможно ли, что на глубине 200 – 250 м, подземные воды, находящиеся под давлением окажут сопротивление проседанию? Этот вопрос не может быть решен специалистами чисто теоретически, расчетным путем, так как требует экспериментальной проверки, путем точных топографических измерений во время эксплуатации месторождения.

В условиях Бакчарского месторождения продуктивные растворы не представляют экологической опасности, так как не содержат вредных веществ. При разливе продуктивных растворов, содержащих железо, фосфор, ванадий, алюминий, они легко могут быть собраны путем сорбции их торфом, да и сами элементы не являются токсичными, а относятся к разряду биогенных элементов. К тому же железо и алюминий при соприкосновении с кислородом воздуха выпадут в осадок в виде гидроокисей, сорбируя при этом другие элементы и микроэлементы.

В случае разлива кислых рабочих растворов, идущих на выщелачивание (концентрация кислоты в растворе – 10 – 15%), можно легко нейтрализовать их щелочью или обыкновенным известняком (мелом).

Если же разлив происходит во вмещающие породы, в случае прорыва обсадных труб, то скважина подвергается цементации и вместо нее бурится новая.

Способы борьбы с разливом технологических растворов на железорудных месторождениях просты и не представляют опасности. Необходимо отметить, что предлагаемая методика разработки железных руд Бакчарского месторождения основана на одновременной комплексной эксплуатации двух крупнейших месторождений: железных руд и торфяных месторождений. В результате разработки торфяных месторождений будет создаваться новый культурный ландшафт, отвечающий всем экологическим требованиям, способный производить значительные объемы сельскохозяйственной продукции. Возможно, что ценность (стоимость) новых земель превысит стоимость добытых полезных ископаемых, так как они будут использоваться человеком и после отработки железорудных месторождений.

Остановимся на экологических проблемах наземной переработки продуктивных растворов. Выделение железа из продуктивных растворов с помощью сорбции на торфе и паровом гидролизе, не представляет никакой экологической опасности, так как совершается в полностью изолированных объемах и трубопроводах, при этом получается торфорудный концентрат и регенерированный рабочий раствор, который после доукрепления направляется в очередной цикл выщелачивания.

Торфорудный концентрат направляется на внедоменное восстановление железа во вращающихся печах. В результате получают порошковое железо и золу, а также дегти, смолу и горючие газы. Экологические проблемы могут возникнуть в связи с использованием при выщелачивании подсмольных вод, которые наносят существенный вред окружающей природе из-за присутствия в них фенолов. Очистка этих вод связана с большими трудностями, поэтому их сброс в речную сеть категорически запрещен, если не произведена соответствующая очистка. В нашем случае эти воды после соответствующей их подготовки (выделение полезных компонентов: аммиака, метилового спирта,

водорастворимых смол) будут направляться на выщелачивание железных руд в качестве восстановителя и таким образом снова возвращаться в технологический цикл. Сброс фенольных вод в речную сеть будет практически полностью исключен. Но если такая необходимость возникнет, то они могут быть практически полностью очищены от фенолов с помощью фильтрации через торф, двадцатисантиметровый слой которого полностью поглощает фенолы, и дополнительно через активированный уголь, который в больших объемах будет производиться на комбинате из грубой (пеньковой) фракции торфа именно с целью использования фенолов для изготовления фенолформальдегидных пластмасс.

Все продукты, входящие в состав веществ, выделяемых при внедоменном восстановлении железа и сухой перегонке торфа (газы, подсмоленные воды, смолы и дегти) будут полностью перерабатываться и потребляться, не загрязняя атмосферу и почвы.

Еще одним источником экологической опасности могут быть электростанции, которые вначале, по всей вероятности, будут работать на торфе, затем переведены на горючие газы, получаемые при внедоменном восстановлении железа. Но опыт эксплуатации электростанций, работающих на торфе, большой и поэтому меры экологической безопасности могут быть сразу предусмотрены в проекте.

Что касается участка приготовления рабочих растворов, то многие вопросы экологической безопасности отработаны на действующих предприятиях по производству соляной, серной и азотной кислот. Кроме этого, проектом предусматривается получение слабых 10 – 20% растворов, которые сразу направляются на использование. Приготовление таких растворов значительно более безопасно в экологическом отношении, чем получение концентрированных кислот.

Все перечисленное свидетельствует о том, что работы по подземному выщелачиванию железа, алюминия, ванадия, фосфора могут быть организованы таким образом, что не будут представлять экологической опасности для окружающей природы и более того они преследуют цель создания первых островков культурного ландшафта среди безбрежного болотного ландшафта Васюганья.

Может естественно возникнуть вопрос, а не приведет ли осушение болот к появлению засухи? Можно твердо ответить, что нет. Даже если будет отработана вся площадь Бакчарского месторождения, осушенная площадь вряд ли превысит 1 – 2% от общей площади Васюганья. Ясно, что такие масштабы осушения болот вряд ли смогут существенно повлиять на климатические особенности региона. Тем не менее, несомненно, требуется генеральный план совместной разработки железорудных и торфяных месторождений. Запасы воды в торфах настолько велики, что нужно точно знать гидродинамику торфяных вод, направление их течения, чтоб места отработки торфа не превратились в пространства занятые водой.

Также, хотелось бы осветить экологическую ситуацию, которая возникает при разработке месторождения методом скважинной гидродобычи (СГД). При использовании метода скважинной гидродобычи отсутствуют вскрышные работы, что позволяет сохранить в целостности культурный слой почвы.

Достоинством метода СГД является и то, что этот метод предусматривает замкнутую схему водоснабжения, вследствие чего потребление воды будет невысоким, и не будут загрязняться поверхностные и подземные воды.

Отсутствие взрывных и погрузочных работ и автомобильной откатки практически исключает запыленность и загазованность атмосферы и полностью снимает вопрос вентиляции, как при разработке месторождения глубокими карьерами или шахтами, тем самым обеспечиваются комфортные условия труда.

При СГД в ряде случаев можно осуществлять попутное обогащение руд около добычной скважины, а хвосты обогащения сбрасывать в отработанные камеры.

Процесс рекультивации при применении метода СГД сводится к ликвидации добычных и разведочных скважин, планировке территории и передаче, отведенной под рудник, земли в народно-хозяйственное пользование.

В заключении, хотелось бы отметить, что общая схема метода скважинной гидродобычи может предусматривать возврат хвостов обогащения с оборотной водой на добычной участок для закладки ими отработанных камер. Это позволит избежать устройства хвостохранилищ.

Если же подойти к методу СГД с экономической точки зрения, то простота основного оборудования предопределяет небольшие капитальные вложения. Дорогостоящие вскрышные работы заменяются бурением добычных скважин. С увеличением глубины разработки затраты на разработку месторождения возрастают незначительно. Попутное обогащение в процессе гидродобычи и гидротранспорта сокращает расходы на переработку руды и улучшает качество концентрата.

Автоматизация поточного гидравлического процесса добычи, доставки, подъема позволяет осуществлять полную автоматизацию производственного процесса, что полностью исключает получение травм рабочим персоналом.

Таким образом, экологические проблемы метода подземного выщелачивания и скважинной гидродобычи совершенно не сравнимы по масштабам с теми, которые появляются при карьерном способе добычи железных руд (таблица 1).

Таблица 1

Сравнительная характеристика методов разработки железорудных месторождений («+» – присутствует; «-» – отсутствует)

	Название метода		
	Карьерный	Скважинной гидродобычи	Подземного выщелачивания
Создание отвалов	+	-	-
Нарушение ландшафтов	+	-	-
Загрязнение атмосферного воздуха	+	-	-
Загрязнение поверхностных и подземных вод	+	-	-
Проседание земной поверхности	-	+	+

микроразземлетрясения	+	+	+
Безопасность труда	-	+	+

Предлагаемая технология добычи железных руд, может быть, смело, названа безотходной, так как отходы если и будут, то это обезвреженные воды, большая часть которых не сбрасывается в речные или замкнутые водоемы, а консервируется в отработанных рудных пластах.

Литература

1. Жилин С.Н. Лебединский ГОК – Российский лидер по качеству металлургического сырья // Горный журнал, 2004. – № 1. – С. 17 – 19.
2. Бабец А.М., Лейзерович С.Г. Приоритетные направления развития природоохранных горных технологий в регионе КМА // Горный журнал, 2004. – № 1. – С. 53 – 56.
3. Британ И.В., Гостюхин П.Д., Аллилуев В.Н., Лейзерович С.Г. Технология скважинной гидродобычи богатых железных руд КМА // Горный журнал, 2004. – № 1. – С. 62 – 64.
4. Колибаба В.Л., Киреев Ф.Ф. Концепция промышленного освоения запасов богатых руд КМА // Горный журнал, 2004. – № 1. – С. 57 – 58.
5. Стрельцов В.И., Мининг С.С., Серышев С.Н. Экологические и экономические аспекты освоения глубокозалегающих месторождений КМА // Горный журнал, 2004. – № 1. – С. 65 – 68.
6. Тепляков И.М., Домаренко В.А., Молчанов В.И. Геотехнологические методы разработки железорудных месторождений Западно-Сибирского бассейна // Геология и минеральные ресурсы Ц. Сибири. – Красноярск: КНИИГИМС, 2001. – Вып. 2. – С.169 – 175.

ДРОЗОФИЛА КАК ТЕСТ-ОБЪЕКТ ДЛЯ ОЦЕНКИ ОПАСНОСТИ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ

О.А. Шеремет

Научный руководитель ассистент С.В. Азарова

Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

Drosophila melanogaster относится к беспозвоночным животным типа членистоногих и является типичным представителем отряда двукрылых насекомых. *Drosophila*, в переводе с латинского, означает любящая росу, *melanogaster* – с черным брюшком. Дрозофилы – очень мелкие по размеру мухи (длина 2 – 3,5 мм), живут в затененных и влажных местах. Их жизненный цикл составляет в среднем 10 суток от яйца до мухи. Личинка линяет три раза и после третьей линьки превращается в куколку. Непрямое развитие дрозофилы завершается вылетом мухи, которая на вторые сутки после вылупления становится половозрелой. Плодовитость дрозофил высока и достигает максимума 4 – 6 дневных мух (Ноздрев и др., 1999).

Дрозофила является одним из удобных объектов для исследования, с давних пор их подвергали различным опытам и делали различные открытия в той или иной области, используя в качестве тест-объекта дрозофилу (таблица 1). Для разработки некоторых биологических вопросов это насекомое впервые было использовано в лабораторных опытах Карпентероном Г. в самом начале 20 в. В течение последующих лет ряд авторов интенсивно изучали на ней влияние родственных скрещиваний (Медведев, 1968).

Например, А. Стертевант (Sturtevant, 1915), первый начал исследования по генетике поведения дрозофилы, сравнивал половую активность и избирательность спаривания нормальных и мутантных особей. Были взяты рецессивные мутации, изменяющие пигментации глаз (*white*), тела (*yellow*) и влияющие на форму крыльев (*curved*) и самки с желтой окраской тела (*y/y*). Межвидовые скрещивания *Drosophila melanogaster* x *Drosophila simulans* удавались лучше в том случае, если брались желтые самки (Гинтер и др., 1978).

Такие исследователи как Лучкина Л.А. и другие в 1982 г. изучали мутагенчувствительность дрозофилы после обработки на личиночной стадии развития метилметансульфонатом (ММС) или ультрафиолетовыми лучами. На основании полученных данных установлено, что изучаемая мутация определяет экспериментально высокую чувствительность ранних и поздних личинок дрозофил к летальному действию. Также показано, что в мутантных клетках зарегистрировано 4 – 5 кратное снижение соответствующей ферментативной активности (Лучкина и др., 1982).

Коллектив авторов (Варенцова Е.Р. и др.) в 1985 г. исследовали у радиочувствительной линии дрозофилы *rad(2) 201^{G1}* плодовитость после облучения самок и частоту доминантных летальных мутаций γ -лучами. Выяснено, что дозы γ -лучей, превышающие 10 Гц, оказывают сильнее стерилизующее действие на мутантных самок и повышение смертности мух после облучения (Варенцова и др., 1985).

Далее в 1986 г. Моссэ И.Б., Савченко В.К. изучали плодовитость и жизнеспособность экспериментальных популяций дрозофилы при рентгеновском облучении и воздействии пигмента меланина на протяжении 55 поколений. Результаты исследований показали, что жизнеспособность особей в облученных популяциях в среднем ниже, чем в контрольных. Плодовитость при облучении вначале снижается, затем повышается, превосходя уровень в контроле. Добавление меланина в питательную среду оказывает благоприятное воздействие на оба показателя как в облученных, так и в контрольных популяциях (Моссэ и др., 1986).

В 1991 г. такие ученые как Шпигельман В.С. и другие исследовали генотоксическое действие канцерогенных ароматических соединений на *mis*-мутанты дрозофилы. Неспецифическое токсическое действие исследуемых соединений оценивались по соотношению количества гетерозигот в опытных и контрольных группах. Результаты этого исследования таковы, что личинки гомозигот всех исследуемых *mis*-линий оказались чувствительными к канцерогенным ароматическим соединениям, в сравнении с исходной линией (Шпигельман, 1991).

Таблица 1

Дрозофила, как тест-объект для оценки опасности загрязняющих веществ

Годы	Авторы	Виды исследования
1915	Стертевант А.	Исследования по генетике дрозофилы
1982	Лучкина Л.А. Хромых Ю.М. Шарыгин В.И.	Изучение радиочувствительных линий дрозофилы после ультрафиолетового облучения
1985	Варенцова Е.Р. Шарыгин В.И. Хромых Ю.М.	Анализ плодовитости и частоты доминантных летальных мутаций у γ -облученных самок
1986	Моссэ И.Б. Савченко В.К. Ляк И.П.	Плодовитость и жизнеспособность экспериментальных популяций дрозофилы при рентгеновском облучении
1991	Шпигельман В.С. Фукс С.Ю. Сафаев Р.Д. Белицкий Г.А.	Специфичность генотоксического действия канцерогенных ароматических соединений на <i>mus</i> -мутанты <i>Drosophila</i>
1993 – 1995	Ратнер В.А. Бубенщикова Л.А. Васильева Л.А.	Ряд мутаций после γ -облучения изогенной линии <i>Drosophila melanogaster</i>
1995 – 2001	Князева И.Р.	Воздействие электромагнитного излучения 460 МГц и мощных ЭМИ на развивающийся организм дрозофилы
2001	Федорова С.А. Ноккала С. Омельянчук Л.В.	Генетический скрининг мейотических мутаций в мозаичных клонах зародышевой линии самок <i>Drosophila melanogaster</i>
2002	Чернова Г.В. Ворсобина Н.В.	Влияние НИЛИ на основные параметры старения у <i>Drosophila melanogaster</i>
1999 – 2004	Азарова С.В. (Шеремет О.А.)	Оценка опасности отходов горнодобывающих предприятий Республики Хакасия методом биотестирования на мушках дрозофилы

В период с 1993 по 1995 гг. коллективом авторов (Ратнер В.А. и др.) в изогенной линии *Drosophila melanogaster* были изучены дозы γ -облучения, которые вызывают ряд мутаций. Получены результаты о зависимости уровня дозы к количеству возникших мутаций в двух поколениях (Ратнер и др., 2001).

Далее Князева И.Р. кандидат биологических наук Томского государственного университета в период с 1995 по 2001 гг. проводит эксперименты для изучения воздействия электромагнитного излучения 460 МГц и мощных электромагнитных импульсов (ЭМИ) на развивающийся организм дрозофилы методом биотестирования. Исследования показали, что 5 – минутное воздействие ЭМИ 0,6 Вт/кг на эмбрионы всех выбранных возрастов равно как облучение с интенсивностью 6 Вт/кг эмбрионов возрастов 1 и 5 часов, не оказывает значимого влияния на вылет, но после облучения 15 – часовых эмбрионов 6 Вт/кг воздействие на ППР в опытных группах оказалось значимо большим, чем в контроле (Князева, 2001).

В 2001 г. коллектив авторов (Федорова С.А. и др.) исследовали метод мейотических мутаций, основанных на генетическом анализе расхождения хромосом в мозаичных клонах зародышевой линии самок *Drosophila melanogaster* по потенциальным мутациям. Высокая частота получения таких клонов достигается за счет использования дрожжевой *FLP/FRT*-системы. Данная система позволяет получать гомозиготные клоны. В результате применения рассматриваемого метода было выяснено, что исследователям удалось существенно приблизить модель дрозофилы к дрожжевой модели по эффективности скрининга (Федорова и др., 2001).

Чернова Г.В. и Ворсобина Н.В. в 2002 г. изучали влияние низкоинтенсивного импульсного лазерного излучения (НИЛИ) на продолжительность жизни *Drosophila melanogaster*. Оценка эффективности действия НИЛИ проводилась на основе анализа основных параметров старения. Были обнаружены как увеличивающие, так и сокращающие продолжительность жизни эффекты (Чернова и др., 2002).

В период с 1999 по 2004 гг. Азаровой С.В. ассистентом кафедры ГЭГХ Томского политехнического университета, проводились исследования методом биотестирования на мушках *Drosophila melanogaster* для оценки опасности отходов горнодобывающих предприятий Республики Хакасия. Для постановки данных экспериментов были взяты линии мух *yellow* (*y*) – самки и *singed* (*sn*) – самцы. Влияние отходов на организм дрозофилы оценивалось по таким параметрам, как «соотношение полов» и наличие морфоз. С учетом этих параметров применение в качестве тест-объекта мушки *Drosophila melanogaster* позволило выявить токсичность твердой фазы отходов исследуемых предприятий (Азарова, 2005).

Результаты экспериментов полученных для отдельных проб, проведенные непосредственно автором нашли отражение в выше указанной работе (Шеремет, 2004).

Разными исследователями изучалось достаточно большое количество загрязняющих веществ таких, как ультрафиолетовые, рентгеновские, γ -лучи, канцерогенные ароматические соединения, электромагнитные излучения и импульсы, НИЛИ, ММС, отходы горнодобывающих предприятий и других, которые могли оказывать отрицательные действия на живые существа.

Таким образом, в результате проделанного литературного обзора, а также непосредственного участия в биотестировании с использованием *Drosophila melanogaster* можно сказать, что в настоящее время *Drosophila melanogaster* является оптимальным тест-объектом для оценки биологического действия загрязняющих веществ.

Литература

1. Азарова С.В. Отходы горнодобывающих предприятий и комплексная оценка их опасности для окружающей среды (на примере объектов Республики Хакасия): Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата геолого-минералогических наук. – Томск, 2005. – С.19.
2. Варенцова Е.Р., Шарыгин В.И., Хромых Ю.М. Анализ плодовитости и частоты доминантных летальных мутаций у γ -облученных самок мутантной линии *rad* (2)201^{G1} // Генетика, 1985. – Т. – 11. – №9. – С.1494.
3. Гинтер С.К., Бульженков В.Э. Дрозофила в экспериментальной генетике. – Новосибирск, 1978. – С.24.
4. Князева И.Р. Действие радиочастотного электромагнитного излучения на развивающийся организм *Drosophila*: Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. – Томск, 2001. – 18 с.
5. Лучкина Л.А., Хромых Ю.М., Шарыгин В.И. Чувствительность мутанта *mus*(2)201^{G1} к метилметансульфонату и ультрафиолетовой радиации и нарушение репарации ДНК в уф-облученных клетках // Генетика, 1982. – Т.18. – №4. – С. 625.
6. Медведев Н.Н. Практическая генетика. – М.: Изд-во «Наука», 1968. – С.20.
7. Мосеэ И.Б., Савченко В.К., Лях И.П. Генетический мониторинг экспериментальных популяций дрозофилы при облучении и воздействие антимуагеном меланином // Радиобиология, 1986. – Т. 26. – №1. – С. 41 – 43.
8. Ноздрев А.Д., Поляков Е.Л. Анатомия беспозвоночных. Пиявка, прудовик, дрозофила, таракан, рак. – Санкт-Петербург: Изд-во «Лань», 1999. – С.105.
9. Ратнер В.А., Бубенщикова Е.В., Васильева Л.А. Пролонгация индукции транспозиций МГЭ после γ -облучения в изогенной линии *Drosophila melanogaster* // Генетика, 2001. – Т. 37. – №4. – С. 485 – 493.
10. Федорова С.А., Ноккала С., Омелянчук Л.В. Генетический скрининг мейотических мутаций в мозаичных клонах зародышевой линии самок *Drosophila melanogaster* // Генетика, 2001. – Т. 37. – №12. – С. 1621 – 1631.
11. Чернова Г.В., Ворсобина Н.В. Влияние низкоинтенсивного импульсного лазерного излучения на основные параметры старения у *Drosophila melanogaster* // Радиобиология, 2002. – Т. 42. – №3. – С. 334.
12. Шеремет О.А. Оценка токсичности пород отвала ОАО «Саян-Мрамор» методом биотестирования // Проблемы геологии и освоения недр: Тр. VIII Междунар. науч. симп. студентов, аспирантов и молодых ученых им. акад. М.А. Усова. – Томск: Изд-во НТЛ, 2004.
13. Шпигельман В.С., Фукс С.Ю., Сафаев Р.Д., Белицкий Г.А. Специфичность генотоксического действия канцерогенных ароматических соединений на *mus*-мутанты дрозофилы // Бюллетень экспериментальной биологии, 1991. – №6. – С. 521 – 523.

ГЕОИНФОРМАЦИОННЫЕ ТЕХНОЛОГИИ В ОБРАБОТКЕ ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКИХ ДАННЫХ

Е.П. Янкович

Научный руководитель профессор Л.П. Рихванов
Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

ГИС-технологии – технологическая основа создания географических информационных систем (ГИС), позволяющая реализовать их функциональные возможности. ГИС (географическая информационная система, или геоинформационная система) – это современная компьютерная технология для картирования и анализа объектов реального мира, а также событий, происходящих в природе. Эта технология объединяет традиционные операции работы с базами данных, такими как запрос и статистический анализ, с преимуществами полноценной визуализации и географического (пространственного) анализа, которые предоставляет карта (Баранов, Берлянт и др., 1999).

При изучении состояния окружающей среды оперируют с данными, характеризующими экологическую обстановку обязательный атрибут которых – пространственная привязка. В тоже время огромные массивы эколого-геохимических данных разобщены, отсутствует единая система хранения и обработки имеющейся информации, что служит препятствием для объективной и оперативной оценки экологической ситуации. Использование геоинформационных технологий для обработки эколого-геохимических данных позволяет устранить указанные трудности.

Рассмотрим применение ГИС-технологий в обработке эколого-геохимических данных, характеризующих состояние окружающей среды Томского района.

Томский район является пригородным районом, это определяет его основные экологические проблемы. Воздействие на природные среды, биоту и человека многих техногенных факторов, обусловленных деятельностью нефтехимического, ядерного, топливно-энергетического, агропромышленного и других комплексов, функционирующих как в Томск-Северской промышленной агломерации, так и за ее пределами (Кемерово-Новокузнецкая агломерация) приводит к интенсивной трансформации природной среды и формированию специфической эколого-геохимической обстановки (Экология..., 1994). На территории Томского района выполнен комплекс геохимических исследований различных природных сред (почва, пылевые атмосферные выпадения, солевые образования (накись) на посуде, волосы детей, питьевая вода) (Барановская, 2003; Шаталов, 2001; Язиков, 2004 и др.). Накоплен огромный объем информации, который может быть использован для оценки экологического состояния территории. Обработка такого массива данных без использования компьютерных технологий крайне затруднительна.

При анализе эколого-геохимических данных, характеризующих состояние природных сред Томского района, использовалась следующая технологическая цепочка (рис. 1):

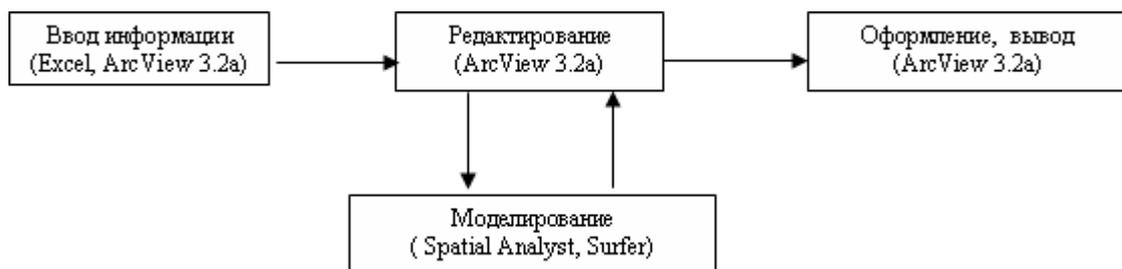


Рис. 1. Схема технологии создания компьютерных геоэкологических карт Томского района

Изучение закономерностей пространственного распределения эколого-геохимических показателей в природных средах, картографирование медицинских показателей происходило в несколько этапов:

Создание картографической базы.

В качестве базовой карты использовалась топографическая основа, 1:1000000 масштаба, охватывающая границы территории Томского района, подготовленная в ТЦ Томскгеомониторинг. Картографическая база содержит слои двух типов: основные, которые служат для пространственной ориентации (границы района и медицинских округов, площадная и линейная гидрография, населенные пункты в виде точечного покрытия) и тематические, которые накладываются на основу и несут информацию о свойствах окружающей среды.

II. Создание фактографической базы данных.

Была создана комплексная база данных охватывающая территорию Томского района, характеризующая пять природных сред: почва, пылевые атмосферные выпадения, солевые образования (накипь) на посуде, волосы детей, питьевая вода. Были отобраны показатели, определены пространственные объекты, к которым эти показатели привязаны. Отличительной особенностью данной информации было то, что в каждой среде были определены одни и те же геохимические элементы и пробы были отобраны в одних и тех же населенных пунктах Томского района. Этот факт позволил в дальнейшем дать комплексную оценку состояния окружающей среды с учетом всех природных сред.

Так же в базу была занесена информация о состоянии здоровья населения: заболеваемость взрослого населения, заболеваемость детей и др.

III. Объединение атрибутивной и пространственной информации.

IV. Пространственный анализ и создание моноэлементных геохимических карт – схем (Энди Митчелл, 2000).

На данном этапе происходило непосредственно построение поверхностей распределения эколого-геохимических показателей и построение оценочных карт (рис. 2). Всего было построено около ста картосхем, характеризующих пространственное распределение геохимических показателей по изучаемым природным средам.

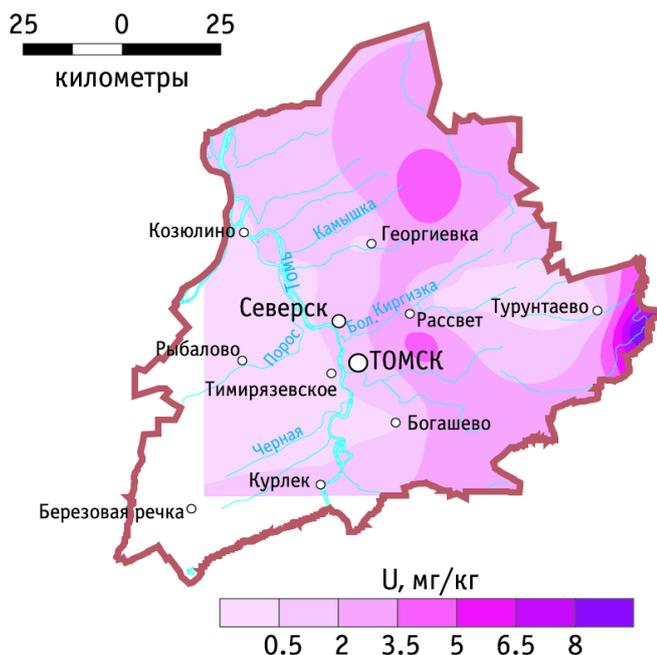


Рис. 2. Схематическая карта распределения урана в солевых отложениях (накипи) на посуде (по данным кафедры ГЭХ)

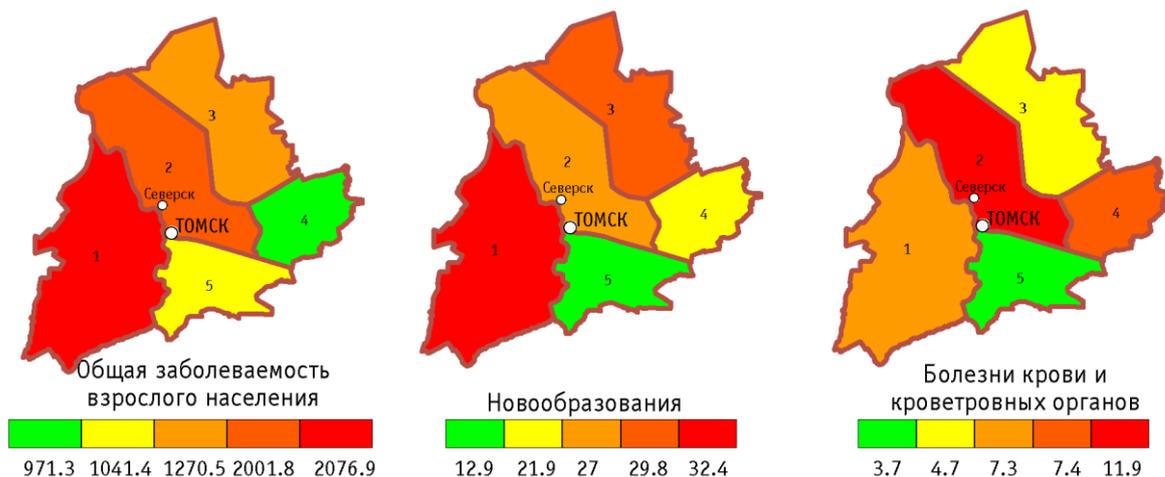


Рис. 3. Заболеваемость взрослого населения (на 1000 человек) в разрезе междокуров Томского района в 2003 г. (по материалам Ю.И. Сухих)

Для построения поверхностей распределения геохимических элементов, исследуемая территория была разбита на квадраты. Для интерполяции использовался метод кригинга (Мусин, 1998). Выбор данного метода был основан на том, что анализируемых данных было немного и они имели неравномерное распределение. А метод кригинга дает хорошие результаты даже в том случае, когда плотность опорных точек невелика.

Территориальный анализ медицинских показателей строился на основе информации по медицинским округам, в результате получены схематические карты распространности различных заболеваний в разрезе медицинских округов Томского района (рис. 3).

На основе моноэлементных карт было проведено зонирование территории Томского района по фактору загрязнения природных сред и построена карта-схема зонирования территории (рис. 4).

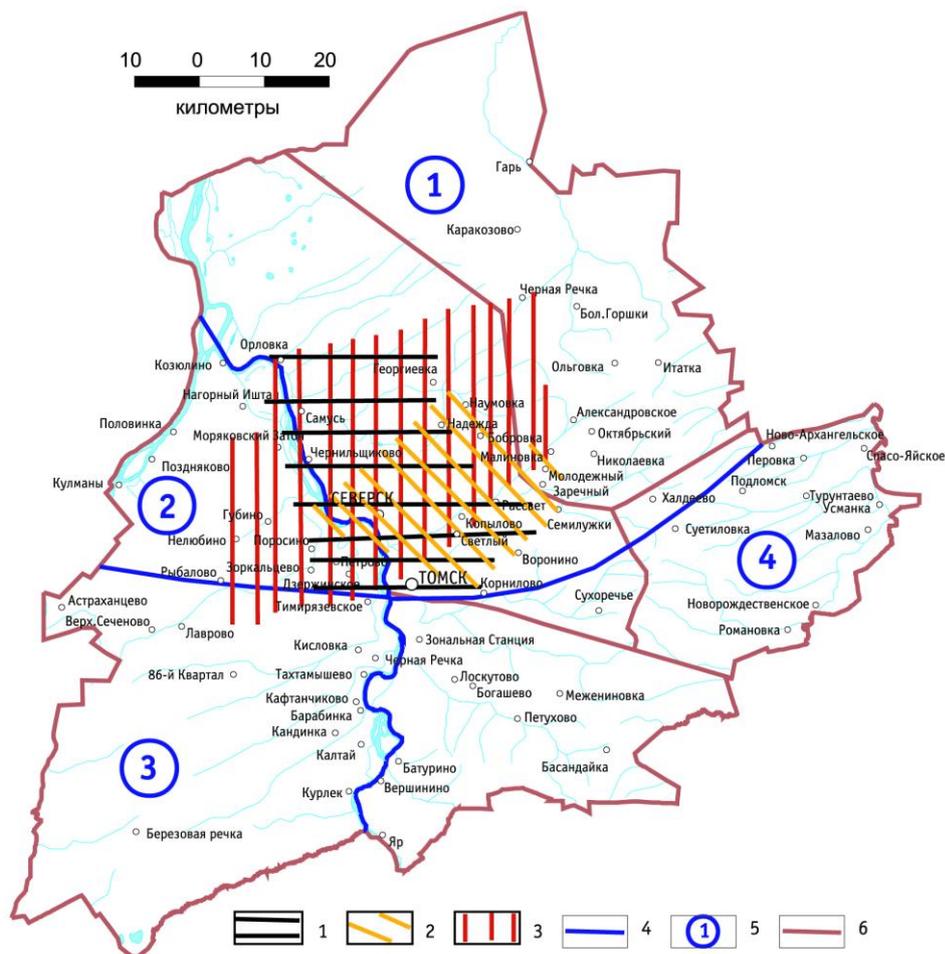


Рис. 4. Схема зонирования территории Томского района по геохимическим данным

Зоны техногенной трансформации по геохимическим параметрам волос детей от влияния: 1 – предприятий топливно-энергетического комплекса и металлообработки; 2 – предприятий нефтехимического комплекса; 3 – предприятий ядерно-топливного цикла (Н.В.Барановская, 2003); 4 – границы секторов с разной степенью техногенной нагрузки выделенных по всему комплексу показателей (вода, напиль, почва, пылеаэрозоль); 5 – номер выделенного сектора; 6 – границы медицинских округов Томского района.

Выделено 4 сектора:

- Север-северо-восточный сектор (правобережье р.Томь – автотрасса Томск-Асино) Светленский, Октябрьский и, частично, Турунтаевский медицинские округа;
- Северо-западный сектор (левобережье р.Томь), включающий северную часть (севернее с.Тимирязевского) Томского муниципального округа;
- Юго-западный сектор, включающий в себя южную часть Томского медицинского округа (южнее с.Тимирязевского);
- Юго-восточный сектор, включающий в себя Лоскутовский и, частично, Турунтаевский медицинский округа.

Использование возможностей геоинформационных технологий позволило:

- Представить данные, характеризующие состояние окружающей среды и здоровья населения на единой картографической основе, что способствовало раскрытию структуры и выявлению сложных зависимостей между антропогенными изменениями природной среды Томского района и здоровьем его населения, а также обусловленности некоторых заболеваний населения от природных факторов;
- Проведенный анализ состояния природных сред на основе схематических моноэлементных карт позволил очертить участки, характеризующиеся максимальными накоплениями загрязняющих веществ.

Литература

1. Баранов Ю.Б., Берлянт А.М., Капралов Е.Г., Кошкарев А.В., Серапинас Б.Б., Филиппов Ю.А. Геоинформатика: толковый словарь основных терминов. – М.: ГИС-Ассоциация, 1999.
2. Барановская Н.В. Элементный состав биологических материалов и его использование для выявления антропогенно-измененных территорий (на примере южной части Томской области): Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата геолого-минералогических наук. – Томск: ТПУ, 2003. – 20 с.
3. Жуков В.Т., Новаковский Б.А., Чумаченко А.Н. Компьютерное геоэкологическое картографирование. – М.: Научный мир, 1999. – 128 с.
4. Энди Митчелл Руководство по ГИС анализу. – Часть 1: Пространственные модели и взаимосвязи: Пер. с англ. – Киев: ЗАО ЕСОММ Со; Стилоос, 2000. – 198 с.
5. Мусин О.Р. Цифровые модели для ГИС: Информационный бюллетень – ГИС Ассоциация. – № 4(16), 1998.
6. Рихванов Л.П., Ермохин А.И., Язиков Е.Г. Руководство по оценке загрязнения объектов окружающей природной среды химическими веществами и их контроль. – Томск: ТПУ, 1995. – 95 с.
7. Шатилов А.Ю. Вещественный состав и геохимическая характеристика пылевых атмосферных выпадений на территории Обского бассейна: Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата геолого-минералогических наук. – Томск: ТПУ, 2001. – 23 с.
8. Экология Северного промышленного узла г. Томска. Проблемы и решения. / Под редакцией А.М. Адама. – Томск: ТГУ, 1994. – 260 с.
9. Язиков Е.Г., Рихванов Л.П., Барановская Н.В. Индикаторная роль солевых образований в воде при геохимическом мониторинге // Известия вузов. Геология и разведка. – М., 2004. – №1. – С. 67 – 69.
10. Язиков Е.Г., Рихванов Л.П., Лыготин В.А., Шатилов А. Ю., Шинкаренко В.П., Макушин Ю.В., Архангельский В.В. Геохимические особенности природных сред специализированных полигонов Томского района // Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы – биофилы в окружающей среде: Докл. II Межд. науч.-практ. конф. – Семипалатинск: Семипал. ГУ, 2002. – Т. 2. – С. 448 – 454.

ОЦЕНКА ПОГЛОЩАЮЩЕЙ СПОСОБНОСТИ ПОРОД ПО ОТНОШЕНИЮ К ТЯЖЕЛЫМ МЕТАЛЛАМ

Н.Е. Яцечко

**Научный руководитель заведующая лабораторией геоэкологии А.А. Кроик
Днепропетровский национальный университет, г. Днепропетровск, Украина**

Горнодобывающая промышленность является одной из основ национальной экономики. Интенсивное многолетнее развитие этой отрасли сопровождается накоплением значительных объемов твердых и жидких отходов, содержащих токсичные компоненты. Основными формами складирования отходов являются пруды – накопители шахтных вод, шламо- и хвостохранилища. На территории Украины имеется 2775 фильтрующих накопителей общей площадью 54515 га, в которые ежегодно складировается около 153 тыс. т отходов. Значительная часть этих сооружений расположена в Приднепровском регионе. Так, например, длительная эксплуатация Криворожского угольного бассейна привела к накоплению свыше 3,7 млрд. м³ пород и свыше 2,07 млрд. т отходов обогащения (Долина, 1998). Все они являются источниками интенсивного загрязнения геологической среды и, в частности, поверхностных и подземных вод.

Особую опасность среди веществ – загрязнителей представляют тяжелые металлы, способные накапливаться во всех компонентах экосистем. Поступление тяжелых металлов в природные воды приводит к невозможности использования большого количества источников для питьевого и технического водоснабжения.

Защищенность подземных вод от загрязнения в результате инфильтрации жидкой фазы токсичных отходов из хранилищ, а также при фильтрации атмосферных осадков через отвалы, содержащие токсичные ингредиенты,

определяется экранирующей способностью грунтовой толщи, перекрывающей водоносный горизонт. В связи с этим оценка грунтовой толщи в качестве экрана должна быть определяющей как при выборе места складирования, так и при расчете предельного времени его эксплуатации.

Одним из наиболее эффективных и экономичных способов предотвращения антропогенного загрязнения подземных и поверхностных вод является создание сорбционных геохимических барьеров для иммобилизации тяжелых металлов (Савенко, Сергеев, 2002). Химические свойства тяжелых металлов, прежде всего наличие незаполненных d-подуровней являются причиной существования нескольких механизмов их взаимодействия с компонентами породы. При изучении иммобилизации тяжелых металлов породами необходимо рассматривать не только реакции ионного обмена, но и такие геохимические процессы как осаждение – соосаждение, комплексообразование, гидролиз, окисление – восстановление. В настоящее время в литературе практически отсутствуют количественные характеристики процессов сорбции тяжелых металлов породами. Отсутствие таких данных существенным образом затрудняет работу по оценке защищенности подземных вод в районах действующих и проектируемых хвостохранилищ и прудов – накопителей.

Целью данной работы являлось получение экспериментальных данных по определению величины поглощающей способности основных литологических типов грунтов относительно тяжелых металлов. Многообразие грунтов, широкий спектр токсичных элементов, присутствующих в жидкой фазе промышленных отходов диктует необходимость выполнения большого объема лабораторных исследований.

Основным способом определения сорбционных свойств пород по отношению к тяжелым металлам является экспериментальный, позволяющий получить изотермы, характеризующие зависимость сорбционных свойств от концентрации металла в растворе и определить емкость поглощения пород. С увеличением исходной концентрации металла в растворе и времени контакта раствора с породой величина сорбционной емкости породы возрастает и должна стремиться к своему предельному значению. Именно этой величиной предельной сорбционной емкости (мг/г) предложено характеризовать поглощающую способность пород относительно тяжелых металлов (Сергеев и др., 2000). Это, в свою очередь, ставит задачу получения изотерм сорбции тяжелых металлов различными типами пород.

Предложена методика определения предельной сорбционной емкости пород, которая может быть использована при определении экранирующей способности отдельных литологических разновидностей грунтовой толщи. При определении предельной сорбционной емкости породы по отношению к каждому конкретному элементу следует правильно подобрать соотношение «грунт – раствор», исходные концентрации металла в растворе и оптимальное время сорбции.

В качестве объектов исследований были использованы 30 образцов лессов, лессовидных суглинков и глин, которые являются основными породами, слагающими зону аэрации. Образцы были отобраны в Днепропетровской, Одесской, Харьковской и Полтавской областях (Украина). Изучены также несколько образцов почв. Экспериментальное определение величин сорбции проводилось для следующих компонентов – загрязнителей: свинца, меди, цинка и кадмия, которые не только относятся к токсичным, но и являются приоритетными загрязнителями для данных регионов.

Для того чтобы выявить основные закономерности, которым подчиняются процессы сорбции, выполнено подробное изучение химического, физического и минералогического состава грунтов, определен также гранулометрический состав пород. В процессе исследования, кроме химического анализа использовали рентгеновский и атомно-абсорбционный методы.

Подробно изучено влияние на процессы сорбции свинца, меди, цинка и кадмия не только типа грунтов, но и физико-химических условий в системе «грунт – раствор». К ним относятся кислотность раствора (величина pH), исходная концентрация металла в растворе.

Изучена кинетика процесса сорбции тяжелых металлов различными типами пород. Во всех изученных растворах наиболее интенсивное поглощение металла наблюдается в первые сутки контакта породы с раствором. Установлено, что свинец, медь, цинк и кадмий поглощаются породой полностью из растворов с исходной концентрацией металла до 100 мг/дм³ за 1 сутки, из растворов, содержащих 150 – 250 мг/дм³ металла – за 3 суток взаимодействия раствора с породой. В растворах с исходной концентрацией металла более 300 мг/дм³ процесс сорбции можно считать практически завершенным спустя 5 суток с момента соединения фаз. К этому времени сорбируется от 98 до 100% от максимально возможного поглощенного количества металла.

Таблица 1

Величины предельной сорбционной емкости пород по отношению к тяжелым металлам

№	Тип породы	Предельная емкость поглощения, мг/г			
		Pb	Cu	Zn	Cd
1	лесс	250	130	100	75
2	лесс	345	160	120	70
3	лесс	300	115	105	75
4	лесс	270	95	95	70
5	лесс	320	145	100	75
6	СУГЛИНОК	190	100	90	65
7	СУГЛИНОК	185	105	80	70
8	СУГЛИНОК	235	115	105	70
9	СУГЛИНОК	180	70	80	70
10	СУГЛИНОК	195	110	95	70
11	глина	100	40	60	40
12	глина	90	55	65	40
13	глина	95	50	60	45
14	глина	90	50	55	45
15	глина	85	50	50	40
16	почва	135	45	70	65

17	почва	120	60	50	45
----	-------	-----	----	----	----

Особенностью выполненных исследований является то, что диапазон изученных концентраций металла выбирали с таким расчетом, чтобы учесть антропогенную нагрузку. Для изучения сорбционной емкости осадочных пород применяли растворы свинца, меди, цинка и кадмия с исходной концентрацией металла от 100 до 400 мг/дм³. Эксперименты проводили в статических условиях. К навеске измельченной породы массой 0,1 г добавляли 100 см³ раствора соли металла, содержимое колбы взбалтывали и оставляли на 5 суток. Затем твердая фаза отделялась, и в фильтрате определяли содержание ионов металла на спектрофотометре «Сатурн».

В ходе экспериментальных исследований были получены изотермы сорбции свинца, меди, цинка и кадмия различными типами пород, что позволило определить величины предельной сорбционной емкости для 30 образцов пород. Данные по некоторым породам приведены в таблице 1.

Как видно из таблицы, предельная сорбционная емкость пород по отношению к изученным металлам существенно различается. Наиболее высокие значения предельной сорбционной емкости отмечены у лессов, несколько меньшей способностью сорбировать тяжелые металлы обладают лессовидные суглинки. Глины обладают в 1,8 – 3,0 раза меньшей сорбционной емкостью по сравнению с лессами и лессовидными суглинками. Это связано с минеральным составом породы, наличием в ней карбонатов и ее емкостью катионного обмена. Чем выше содержание карбонатов в породе и ее буферная емкость, тем выше и поглощающая способность породы по отношению к тяжелым металлам.

Величины сорбционной емкости пород в отношении различных металлов также существенно различаются. Лучше всего изученными породами сорбируется свинец (от 90 до 400 мг/г), значительно меньше поглощается меди и цинка (от 45 до 130 мг/г), наиболее низкой способностью сорбироваться из всех изученных металлов обладает кадмий (от 40 до 75 мг/г). Данная закономерность характерна для всех изученных типов пород.

Полученные результаты показывают, что лессы и лессовидные суглинки обладают высокой сорбционной способностью по отношению к тяжелым металлам и могут быть использованы в качестве защитных экранов в прудах – накопителях и шламохранилищах.

Литература

1. Долина Л.Ф. Сточные воды предприятий черной металлургии и способы их очистки. – Днепропетровск, 1998. – 44 с.
2. Савенко А.В., Сергеев В.И. Сорбционная иммобилизация растворенного стронция глинистыми грунтами // Геоэкология. – М., 2002. – № 3. – С. 222 – 227.
3. Сергеев В.И., Сквалецкий М.Е., Кулешова М.Л. Оценка грунтовой толщи как естественного геохимического барьера на пути миграции токсичных загрязнителей // Программа «Университеты России». География. – М., 1993. – Том 1. – С. 285 – 296.