

УДК: 631.412 +631.042

ИЗУЧЕНИЕ МИГРАЦИОННЫХ ПОТОКОВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ ДЛЯ ДИАГНОСТИКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТАЕЖНЫХ ЭКОСИСТЕМ

И.М. ЯШИН, А.В. СЕРДЮКОВА, А.А. ПЕТУХОВА, Д.А. ГРАЧЕВ

(РГАУ-МСХА имени К.А. Тимирязева)

Рассматривается диагностика химического загрязнения компонентов экосистемы. Отмечается, в частности, что интерпретация индекса суммарного загрязнения должна включать оценку загрязнения почвы, биоты и всей экосистемы как на загрязненных, так и на фоновых участках. Наряду с этим в указанный индекс суммарного загрязнения нужно добавить долю экотоксикантов, поступающих с аэральными выпадками (оценка загрязнения снегового покрова в зимний период с учетом запасов снега на 1 м²). Полученные сведения позволяют более эффективно проводить экологическую экспертизу в водоохраных зонах рек, озер, вблизи свалок производственных отходов, в лесопарках, а также в агроэкосистемах.

Ключевые слова: миграция и трансформация веществ, потоки экотоксикантов, экосистемы тайги, метод сорбционных лизиметров, ионы тяжелых металлов (ТМ), индекс суммарного загрязнения экосистемы.

Известны несколько научных направлений оценки состояния экосистем и ландшафтов: географическое, почвенно-геохимическое, геофизическое и экологотоксикологическое. Каждое из них имеет свои приоритеты, объекты и методы исследований [3, 8, 10, 13]. При географическом подходе изучаются фации, урочища, а также катены (сочетания, вариации почв в рядах на склонах). Указанная информация позволяет углубить сведения об экологических функциях почв. Известно, например, что выращивание с.-х. культур в зоне тайги происходит в условиях активных экологических рисков: при длительном переохлаждении и промывном водном режиме, интенсивном выщелачивании мобильных веществ из почвы, ярко выраженном дефиците доступных форм N, P, Ca, а также микроэлементов, повышенной кислотности почв и низкой их биологической активности. К почвенным и ландшафтным рискам уже давно добавились и другие — это риски антропогенного характера: газообразные, жидкие и твердые химические соединения, чуждые биосфере Земли. Причем ключевым звеном при их трансформации в ландшафтах являются почвы. Так, в подзолистых почвах тайги происходит активное изменение инертных форм

* Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ: инициативный грант 11-04-01376 и правительства России: грант № 11.634.31.0079.

мигрантов-токсикантов в мобильные, в т.ч. и органоминеральные соединения, интенсивно включающиеся в потоки миграции и аккумулируемые на барьерах миграции. Совершенствованию методологии и оценке загрязнения некоторых экосистем и посвящена данная работа.

Объекты и методы исследований

Объектом исследования были почвы и лесопарковые фации Лесной опытной дачи (ЛОД) и Петрозаводска (рис. 1). Здесь распространены различные фации и отмечено химическое загрязнение почв. Сведения о стационарах нами уже рассматривались [14, 17]. Водную внутриводную миграцию водорастворимых органических веществ (ВОВ), ионов Fe и тяжелых металлов (ТМ) изучали с помощью метода сорбционных лизиметров (МСЛ). В сорбентах и в элюентах делали холостое определение химических элементов и $C_{орг}$. В жестких пластмассовых колонках располагали следующие типы сорбентов: активированный уголь (размер частиц 0,25-0,1 мм), оксид алюминия для хроматографии, ионообменные синтетические смолы (катионит КУ-2 в H^+ -форме и анионит — монофункциональный АВ-17 и в OH^- -форме). Колонки закладывали под генетические горизонты почв в 2-4-кратной повторности. Состав ВОВ изучали по измененной нами схеме W. Forsyth [19]. Результаты почвенно-экологического картирования позволили выбрать полнопрофильные почвы на ЛОД, а также на вырубке в лесопарке Петрозаводска, установить в них сорбционные лизиметры с учетом литологии пород [2].

Для оценки экогеохимической ситуации и запасов снега были использованы методы оперативного мониторинга [13]. Перед аналитическим определением химических элементов в лесных подстилках, растительном опаде, мхах и лишайниках их пробы предварительно оголялись сначала до черной, а затем до белой золы в муфеле; золу растворяли в аликвотах концентрированной HNO_3 . Результаты

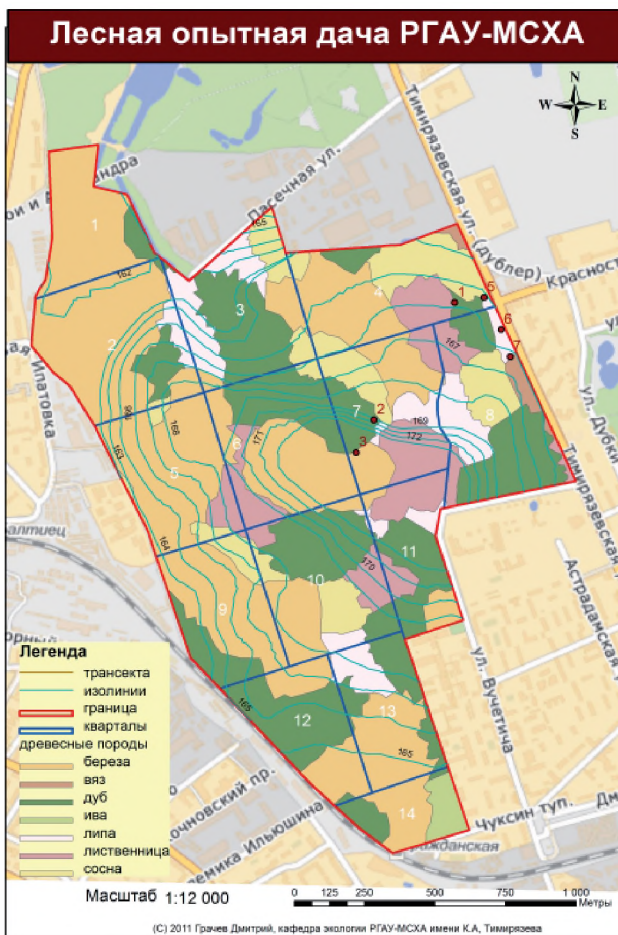


Рис. 1. Карта-схема Лесной опытной дачи (М 1: 12 000) и ключевые участки снеговой съемки в конце марта 2011 г. (№ 1-3, 5-7)

пересчитывали на воздушно-сухую массу субстратов. $C_{\text{орг}}$ и групповой состав гумуса почв определяли по методу Тюрина; рН солевой вытяжки устанавливали ионометрически.

В качестве фоновых участков при расчете коэффициентов загрязнения выбраны и изучены лесные фации с подзолами иллювиально-железистыми песчаными на острове Большой Соловецкий. Сведения о свойствах данных почв и содержании в них ТМ представлены в работе [15].

Результаты и их обсуждение

При глобальном изменении климата в зоне европейской тайги отмечается трансформация фаций и почв. В крупных городах мусоросжигательные заводы и ЦБК являются источниками ртути, диоксинов и бенз[а]пирена [12]. Важную роль в этих процессах играют аэральные выпадения «кислотных дождей», сажи, пыли, которые можно выявить при снеговой съемке или с помощью методов биоиндикации поврежденных растений, лишайников, мхов и почвенных живых организмов. Антропогенные выпадения в экосистемах тайги способствуют загрязнению ягод, грибов и растений, используемых людьми. Источниками ТМ являются вещества техногенного генезиса и природного происхождения (например, горизонты почв, пород). Их аддитивное действие заметно интенсифицирует возникновение болезней и исчезновение многих видов растений, животных в ландшафтах. Как следствие патогенные микроорганизмы получают более быстрый доступ к человеческой популяции, минуя биологические барьеры вымерших живых организмов. В этой связи экологическую ситуацию нужно научиться оценивать более полно — на экосистемном уровне. В настоящее время для характеристики загрязнения, например, почвенного покрова применяется показатель суммарного загрязнения $J_{\text{ЗП}}$ [10]:

$$J_{\text{ЗП}} = \sum k_n \cdot (n-1), \quad (1)$$

$J_{\text{ЗП}}$ — индекс суммарного загрязнения почвы, например, тяжелыми металлами (это безразмерный параметр); k_n — коэффициент накопления ТМ в гумусово-аккумулятивном горизонте почвы, который рассчитывается на основе фактических данных: $k_n = m_{\text{ТМ в загр. почве}} / m_{\text{ТМ в фоновой почве}}$, иначе этот коэффициент называется коэффициентом технофильности по Глазовской [цит. по 13]; $(n - 1)$ — эмпирический параметр; n — число изучаемых ТМ.

На основе выражения (1) авторами была составлена оценочная шкала загрязнения почв [10]: 0-32 — почва не загрязненная экотоксикантами (благоприятные условия для жизни биоты и возделывания культурных растений); 32-64 — почва слабозагрязненная (возможно слабое загрязнение кормов и продуктов растениеводства, проявление аллергии у людей); 64-128 — почва среднезагрязненная (корма и продукты питания будут активно загрязняться и станут опасны для людей и животных, могут наблюдаться экологические эндемии); более 128 — загрязнение сильное (выращивание с.-х. культур запрещено, возделываются сидераты и многолетние травы с целью фиторемедиации почв).

Геохимики считают, что при $J_{\text{ЗП}} > 100-200$ ландшафты имеют высокий и экологически опасный уровень загрязнения [3, 8, 10].

Выражение (1) является частным, поскольку при оценке загрязнения учитывается только один компонент экосистемы — почва, а некоторые потоки мигрантов в фациях оказываются неучтенными. На это обстоятельство было указано в ра-

боте [1]. Причем при экотоксикологических изысканиях преобладает санитарно-гигиенический подход (соответственно и нормативы), которые не затрагивают почвенно-геохимическую трансформацию загрязнителей и продуктов почвообразования в ландшафтах [9, 11-13].

Учитывая вышесказанное, нами предложено другое выражение (2), которое отражает количество ионов ТМ в основных компонентах экосистемы: почве, биоте, аэральных выпадах (по снеговой съемке) и их отчуждаемую массу за счет водной миграции и сорбции в почве. При этом вместо вычитаемого $(n-1)$ мы вводим другой параметр: $(1 + (n/n - 1))$ — слагаемое. Отметим, что при диагностике загрязнения биоты рассчитывали индивидуальные коэффициенты биогенного накопления $k_{\text{бн}}$ загрязнителей — в растениях, растительном опаде, слоях лесной подстилки, древесной коре и корнях, которые суммируются и получается общий коэффициент биогенного накопления $k_{\text{бн}}$ конкретного вида экотоксикантов (например, ионов ТМ) в биоте [13].

В подзолах, развитых на двучленных породах, содержание химических загрязнителей определяется нами не в одном (верхнем) горизонте, как при агрохимических изысканиях, а во всем профиле минипodzола на двучленах (массы ВОВ и гидрозолы гидроксида Fe активно участвуют в биогеохимическом круговороте веществ и превращении экотоксикантов).

Авторами сделана попытка интегральной оценки химического загрязнения экосистемы ЛОД с помощью индекса суммарного загрязнения на примере ТМ (или модуля нагрузки) компонентов экосистемы по выражению

$$J_{\text{зз}} = \Sigma k_{\text{зб}} + (1 + (n/n - 1)) + \Sigma k_{\text{зп}} + (1 + (n/n - 1)) + \Sigma k_{\text{зс}} + (1 + (n/n - 1)) - \Sigma_{\text{Ммиг}} + (1 + (n/n - 1)), \quad (2)$$

где $J_{\text{зз}}$ индекс суммарного загрязнения экосистемы (по количеству изученных ее компонентов — почв, растительности, вод, снега, водной миграции) и числу экотоксикантов (в нашем опыте — ТМ за конкретный период); $\Sigma k_{\text{зб}} + (1 + (n/n - 1))$ — суммарный коэффициент химического загрязнения биоты (растений, лесной подстилки, растительного опада и корней), например, ионами ТМ — Pb^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} ; $n = 4$ (данный коэффициент определяли при оценке биогенной продуктивности экосистем); $\Sigma k_{\text{зп}} + (1 + (n/n - 1))$ — суммарный коэффициент химического загрязнения ТМ почвы как компонента и продукта экосистемы; $\Sigma k_{\text{зс}} + (1 + (n/n - 1))$ — химическое загрязнение снега аэральными выпадениями в условно абиотический период; концентрацию экотоксикантов в талой воде умножали на массу воды (согласно запасам снега при снеговой съемке на 1 м^2), чтобы получить искомую массу загрязнителей на единице площади. Выделяли растворимые формы ТМ, прошедшие через плотный бумажный беззольный фильтр, и остающиеся на нем взвеси; для расчета $J_{\text{зс}}$ находили соотношение масс ТМ в загрязненной и фоновой массах снега; $\Sigma_{\text{Ммиг}} + (1 + (n/n - 1))$ — масштаб водной миграции ионов ТМ с лизиметрическими водами в профиле минипodzола лесопарковой фации ЛОД за 1 год. Этот показатель отражает долю наиболее миграционноспособных форм экотоксикантов. Для ионов ТМ — это органоминеральные комплексные и иные соединения. Возможен также их вынос в составе коллоидов переходных металлов и тонкодисперсной пыли под «защитой» компонентов ВОВ с кислотными свойствами. Данная форма миграции разработана еще неполно. Учитывали и коэффициент мобилизации $k_{\text{моб}}$ изучаемых ТМ в экосистеме из твердой фазы мелиорантов в растворимое состояние с помощью метода сорбционных лизиметров [4, 13, 14].

Наряду с водной миграцией веществ в насыщенных влагой подзолах важную роль¹ играет диффузия [1, 9, 16, 20]. Этот процесс протекает круглый год в почвах и, в отличие от сорбции, приводит к рассеиванию ионов, молекул, радикалов из микрон локального сосредоточения веществ на сорбционных барьерах (в иллювиально-железистом, органогенном и особенно в контактно-глееватом горизонте — на границе смены пород) по всему их объему. Диффузия способствует также сегрегации ионов Fe^{2+} , Mn^{2+} и молекул фульвокислот в конкреции с участием микроорганизмов, а также в примазки и кутаны, в которые могут стягиваться и ионы ТМ в условиях чередования периодов оглеения и иссушения профилей подзолов [1,5, 16].

При изучении состава и свойств веществ почвенных растворов наряду с лизиметрами используются приемы выделения жидкой фазы почв в лаборатории с помощью центрифугирования, замещения жидкостями с меньшим поверхностным натяжением (ПАВ, например, спиртами), инертными газами. Применяют также и водные вытяжки. Данный вопрос заслуживает внимания, прежде всего потому, что на современном этапе достигнута высокая точность анализов благодаря использованию инструментальных физико-химических методов. Однако это не означает, что результаты в модельных лабораторных опытах в полной мере достоверны, поскольку методология их постановки порой неадекватна нативным экосистемам. Например, в статье [21] проводится сравнение химического состава природных вод из лизиметров (заложенных в буковом, еловом, дубовом и сосновом лесах) и вод, полученных в лаборатории. Так, концентрация $C_{орг}$ в лизиметрических водах оказалась равной 31,0, а в водной вытяжке — 704 мг/л, в несколько раз завышены были также концентрации мобилизованных в раствор ионов Fe^{3+} и Al^{3+} .

Важно также знать взаимосвязи состава жидкой фазы почв с атмосферой. По сведениям авторов [10] и М.А. Глазовской [цит. по 13], запыленность промышленных городов центра Русской равнины составляет 50-150 кг/км² в сутки, а в фоновых лесных ландшафтах она в 5-10 раз меньше. Тонкодисперсные частицы пыли способны поглощать аэрозоли, содержащие сильные минеральные кислоты (H_2SO_4 , HN_3), а также химические элементы с высокими Кларками — Fe, Mn, Zn, Sr и Си. Более токсичные ТМ — Cd, Pb, Hg, Sb, и As обычно находятся в парогазовой фазе аэрозолей, перемещаясь на сотни километров от их источника [9]. Загрязнение воздуха довольно эффективно диагностируется при оценке снегового покрова (рис. 4-6). Ряд авторов считают, что водная миграция ТМ в форме комплексных органо-минеральных соединений достигает весьма небольших значений; в основном в профиле подзолистых почв протекает миграция тонкодисперсных частиц пыли под защитой ВОВ [3]. По нашим данным, например, водная миграция Pb (34,4 мг/м²) в слое 0-20 см составляет 0,13% за 1 год от валового содержания этого элемента в верхнем горизонте почвы (табл. 1). Отмечена прогрессирующая аккумуляция Pb в фациях ЛОД. При этом в подзолах лесопарка Петрозаводска ТМ накапливаются в мощной оторфованной лесной подстилке, по западинам и на вырубках [17]. В подзолах ЛОД частицы пыли и сажи оседают на небольшой по мощности растительный опад. Весной, после таяния снега, загрязнители быстро попадают в верхний горизонт, обогащенный компонентами ВОВ и почвенными минералами. Здесь и происходит сорбция ТМ, дальнейшая их трансформация и миграция при активном участии продуктов почвообразования — ВОВ и соединения Fe (табл. 2).

¹ Особенно в почвах, испытывающих устойчивое или временное сезонное переувлажнение. Данные о водной миграции веществ следует дополнять информацией об их диффузии [1, 16].

Таблица 1

**Динамика валового содержания ТМ в дерново-подзоле на двучленах ЛОД
за 2008-2011 гг., мг/кг**

Горизонт и глубина отбора образцов, см	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni
<i>Плакор холма, фация сосны: 1. Отбор образцов почвы 5 июля 2008</i>					
A _{1h} 3–13	0,27±0,07	5,1±0,7	34,4±12,1	17,4±3,4	0,26±0,09
E _{hg} 16–26	0,18±0,04	2,7±0,4	18,3±8,8	19,1±4,7	0,70±0,08
E _{gh} 39–42	0,11±0,03	0,15±0,02	9,4±2,5	8,3±3,2	1,17±0,13
B _{fg} 42–52	He опр.	0,72±0,08	He опр.	He опр.	0,50±0,06
EL _g ¹ 53–59	He опр.	0,44±0,06	He опр.	He опр.	0,86±0,15
B _{2g} 79–89	He опр.	0,49±0,05	He опр.	He опр.	1,06±0,18
<i>Плакор холма, фация сосны: 2. Отбор образцов почвы после схода снега 16.04.2009</i>					
A _{1h} 2–11	0,20±0,09	24,8±8,7	30,5±10,1	11,3±3,9	He опр.
<i>Плакор холма, фация сосны: 3. Отбор образцов почвы 7 июля 2011</i>					
A _{1h} 2–10	0,22±0,04	89,2±18,3	21,9±2,6	12,9±2,6	He опр.

Таблица 2

Форма и масштаб нисходящей миграции соединений Fe и ВОВ в дерново-подзоле на двучленах ЛОД (12.06. 2008-05.12. 2008)

Горизонт и глубина закладки колонок, см	Сорг ВОВ, г/м ²				% ионов Fe ³⁺ , прочно связанных с ВОВ	Масштаб нисходящей миграции Fe-ВОВ, мг/м ²
	общий масштаб водной миграции (уголь и Al ₂ O ₃)	в водоацетонном элюате с угля	в аммиачном элюате с угля	по сорбции Al ₂ O ₃		
A _o — 3	21,0±4,3	7,6±1,7	13,4±4,9	2,5±0,3	59,1±10,3	254±60,9
E _n — 14	6,6±2,9	2,1±0,9	4,5±1,7	1,0±0,2	65,2±8,4	116±23,5
B _{fg} — 39	11,2±7,1	4,9±2,2	6,3±2,4	0,3±0,1	67,7±14,1	263±51,7

По эффекту воздействия на почвы и экосистемы токсичные химические элементы, содержащиеся в техногенных продуктах, могут быть дифференцированы на две группы: первая — биогеохимически активные соединения; вторая — трофические мигранты. В первом случае техногенные продукты, сорбируясь гумусом, коллоидами и вторичными минералами генетических горизонтов почв, изменяют их кислотно-основные и иные параметры. Эти изменения в основном вызывают элементы с высокими Кларками и слаботоксичные — Fe, Mn, Ca, Mg, Na, NH₄⁺ и анионы кислот. Во втором случае на почву действуют высокотоксичные элементы (и вещества): Be, Hg, As, Cd, Se, диоксины, микотоксины, опасность влияния которых реализуется не столько в изменении свойств почв, сколько в их биогенной миграции и аккумуляции. Попадая в трофические цепи и живые организмы, они вызывают негативные изменения в биогеохимических реакциях [12].

Содержание токсичных химических элементов в ландшафтах нормируется путем сравнения трех показателей: 1) почвенногеохимического фона; 2) Кларков

литосферы (кор выветривания и почвообразующих пород); 3) предельно допустимых концентраций — ПДК* (*прим. авт.*).

ПДК затрагивает весьма высокий уровень организации веществ в ландшафтах. Действие же экотоксикантов и экологическое нормирование загрязнителей следует начинать с наиболее чутко реагирующих в экосистеме групп живых организмов — микроорганизмов, червей, лишайников. При таком подходе картина экологической опасности в экосистемах будет более четкой — без иллюзии благополучия. Исходя из полученной нами информации, можно заключить, что в верхних горизонтах дерново-подзола на двучленах ЛОД миграция ионов свинца происходит главным образом в форме устойчивых органоминеральных соединений (61,9% от общего масштаба миграции), достигая 34,4 мг/м² за 1 год из слоя 0-12 см. Ионы Cd²⁺ мигрируют как в форме ионов (55,0% от общего масштаба выноса), так и в форме кадмийорганических соединений; масштаб их миграции примерно на порядок меньше. Цинк наиболее активно мигрирует в форме катионов — простых и гидратированных [14]. Движущими силами миграции ионов ТМ являются, в частности, мобильные (и низкомолекулярные) органические лиганды — продукты жизнедеятельности высших и низших растений, ферменты и органические кислоты микроорганизмов (в т.ч. и плесневых грибов), корневые выделения растений, а также органические вещества — продукты трансформации гумусовых веществ почвы и растительных остатков [3-8]. Процессы внутрипочвенного перераспределения химических элементов изучены пока еще в общем виде и нуждаются в дальнейшем обосновании применительно к конкретным экосистемам. Рассмотрим сведения о снеговой съемке.

Результаты диагностики загрязнения снегового покрова ЛОД приведены в таблицах 3, 4. Установлено, основная масса ТМ в 2008 г. поступала из атмосферы с частицами пыли и осталась на плотном фильтре при аналитической диагностике. Так, содержание Си в пыли в 222,6 раза больше, чем в водорастворимой форме, Zn — в 156,4 раза, Pb — в 62,8 раза, Cd — в 7,8 раза. В 2011 г. загрязнение снегового покрова ЛОД изучали вблизи автострады и бензозаправки (точки 1, 5-7) и в глубине лесопарка (точки 2, 3), рисунки 2, 3; таблица 5. Содержание водорастворимых форм, например, ионов Cd²⁺, возросло в сравнении с 2008 г. в 56,7 раза, Cu — более чем в 10⁴ раз, Zn — в 7555 раз, и Pb — в 50 раз. Выявлено очаговое, но не сплошное загрязнение фаций и почв. Подобные флуктуации обусловлены составом древостоя и рельефом.

Таблица 3

Содержание водорастворимых форм ТМ в снеговой воде ЛОД, мг/л (конец марта 2008 г.)

Номер образца	Cd ²⁺	Pb ²⁺	Zn ²⁺	Cu ²⁺
1	0,0034	0,0128	0,044	0,007
2	0,0019	0,0039	0,033	0,006
3	0,0029	0,0092	0,059	0,008
В среднем $\bar{x} \pm \sigma$	$2,7 \cdot 10^{-3} \pm 7,6 \cdot 10^{-4}$	$8,6 \cdot 10^{-3} \pm 4,5 \cdot 10^{-3}$	$0,045 \pm 0,01$	$7,0 \cdot 10^{-3} \pm 1,0 \cdot 10^{-3}$

* Недостатки критерия ПДК связаны с отсутствием опытных данных для его расчета. ПДК не может быть одинаковым для разных почв и разных экосистем. Сама концентрация еще ничего не значит: нужно знать объем выпитой воды, объем почвы, массу съеденного грубого корма животным за интервал времени.

Валовое содержание ТМ в частицах пыли талой воды ЛОД, осевших на плотном бумажном фильтре, мг/л (2008)

Номер образца	Cd	Pb	Zn	Cu
1	0,013	0,511	2,325	0,949
2	0,023	0,496	14,00	2,103
3	0,026	0,853	4,79	1,64
В среднем $\bar{x} \pm \sigma$	$0,021 \pm 6,8 \cdot 10^{-3}$	$0,504 \pm 0,012$	$7,04 \pm 6,15$	$1,56 \pm 0,58$

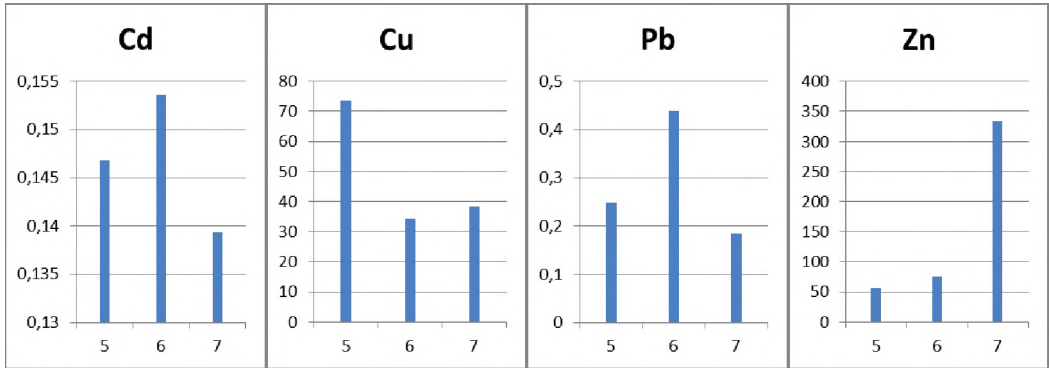


Рис. 2. Содержание ионов тяжелых металлов в снеговой воде после фильтрации через без-зольный бумажный фильтр (стационарные участки 5, 6, 7 — вблизи автостреды)

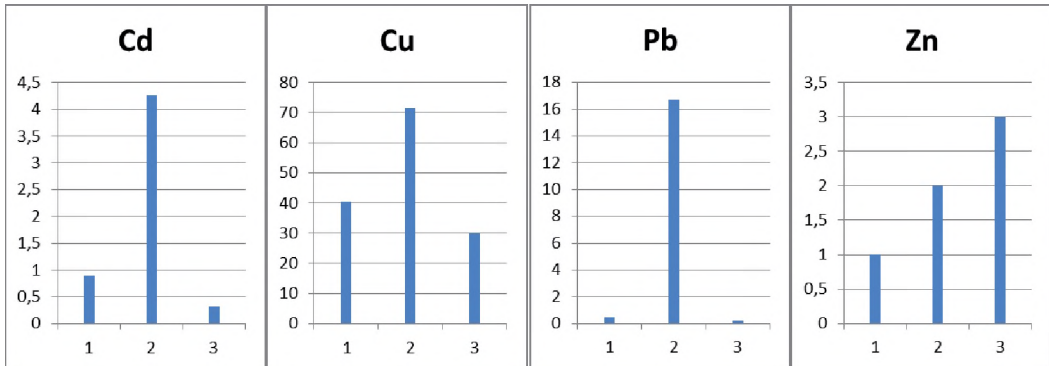


Рис. 3. Содержание ионов тяжелых металлов в снеговой воде после фильтрации через без-зольный бумажный фильтр (стационарные участки 1, 2, 3 — в глубине ЛОД, низина)

В водных вытяжках из растительного опада и вегетативных органов растений обнаружены очень высокие концентрации ионов ТМ (рис. 4). При этом в коре и ветках березы отмечены более низкие концентрации ионов ТМ в сравнении с аналогами хвойных пород деревьев. Эти факты позволяют констатировать, что растения активно поглощают антропогенные продукты, очищая атмосферный воздух. В дальнейшем

**Содержание ионов свинца в вытяжках из гор. E_n почв
в талой воде стационарных участков ЛОД, мг/кг (конец марта 2011 г.)**

Номер стационарных участков	рН снеговой воды	Концентрация ионов Рb ²⁺ в вытяжках из почв, мг/кг		
		талая вода	ацетатно-аммонийный буфер (рН 4,8)	водный раствор 1 н. HNO ₃
2	4,9	1,3	1,2	15,5
5	5,3	1,4	3,7	17,8
7	5,1	1,5	13,3	36,1

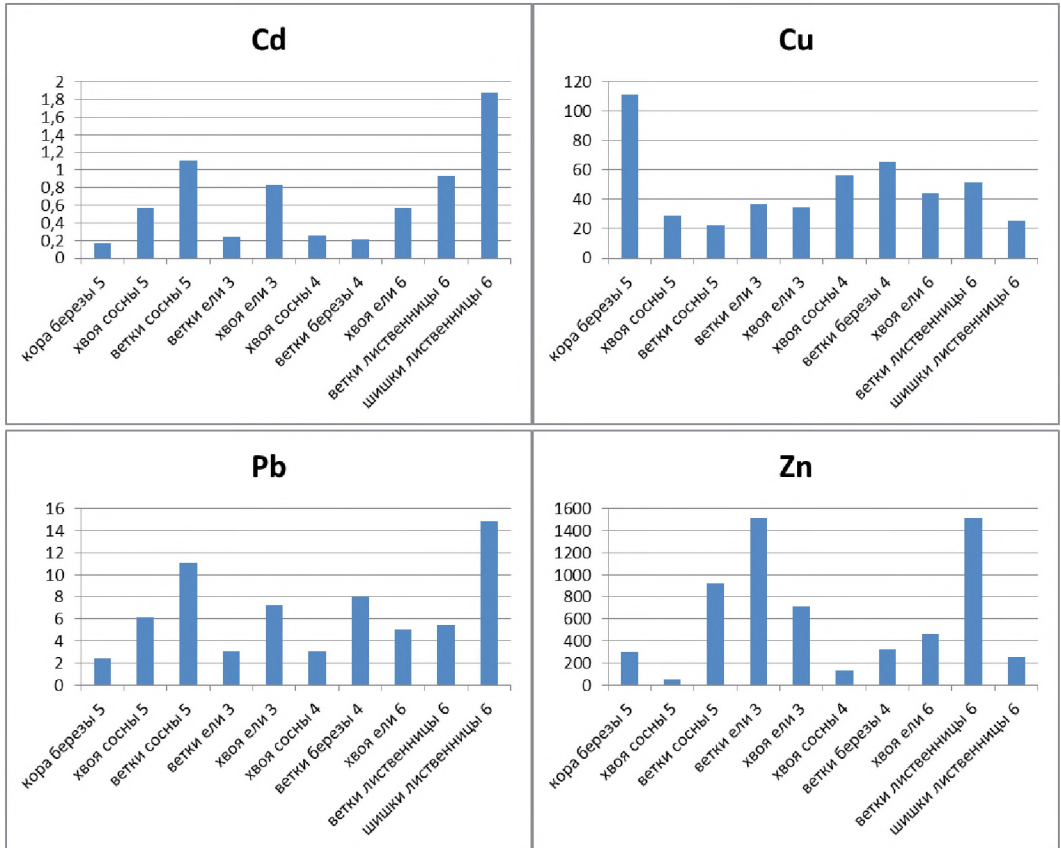


Рис. 4. Содержание ионов тяжелых металлов (мг/л) в водных вытяжках из вегетативных органов растений (конец марта 2011 г.)

растительный покров может выступать источником ТМ при выпадении атмосферных осадков, загрязняя почвы в подкроновых пространствах.

Оцениваемые с помощью МС11 масштабы миграции химических соединений не являются необратимо утраченными для почвы и экосистемы в целом. В сезонных циклах, при изменении биоклиматической обстановки, происходят внутривертикальные

ные фазовые переходы воды, ВОВ и ионов металлов, изменяется направленность миграции, что компенсирует ранее отмеченные «миграционные потери». В фациях лесопарка Петрозаводска активно мигрируют комплексные органоминеральные соединения как с положительным, так и с отрицательным знаком заряда (табл. 6).

Т а б л и ц а 6

Масштаб нисходящей и восходящей водной миграции соединений Fe и ВОВ в подзолах контактно-глеевых в лесопарковом ландшафте Петрозаводска (2003-2004)

Глубина установки колонок, см	Сорг ВОВ, г/м ² за 1 год		Fe, мг/м ² за 1 год	
	по сорбции КУ —2 Н ⁺	по сорбции АВ —17 ОН-	по сорбции КУ —2 Н ⁺	по сорбции АВ-17 ОН-
<i>Разрез 5п. Ландшафт транс-элювиальный. Вырубка (западника в средней части склона увала)</i>				
A ₀ тп — 7	8,7±3,4	8,6±2,0	260,5±63,8	322,4±91,3
E _{hg} -12	7,4±1,6	14,4±3,8	142,5±71,5	183,8±75,2
B* _g -36	2,1±0,7	3,8±1,7	74,2±29,1	121,8±59,3
Bft,g(ВОСХ.)	6,6±1,5	8,1 ±2,2	305,1 ±94,7	394,9±123,7
<i>Разрез 3п. Ландшафт транс-аккумулятивный. Вырубка на опушке леса — нижняя 1/3 склона</i>				
A _н тп — 5	10,8±2,7	11,6±2,7	327,5±131,8	614,9±204,3
²¹⁰ Pb _г (_г раИс) ¹	3,9±0,8	9,4±2,9	397,4±98,4	422,3±143,8
Bftg40(_{ТраИс})	0,4±0,0	5,7±1,7	84,6±29,5	130,7±58,4

Более точно масштаб негативного воздействия ТМ на почвы ЛОД можно оценить с учетом запасов снега к концу марта — начале апреля. Если эту величину принять за 100 л/м², то в почву после таяния снега поступит следующее количество водорастворимых форм ТМ (мг/м²): Pb — 140, Zn — 152, Cd — 14,6, Cu — 4870 (см. рис. 2, среднее по точкам 5-7). При сравнении масштаба нисходящей миграции, в частности, для ионов Pb²⁺ (34,4 мг/м²) с 140 мг/м², получена доля загрязнителя РЬ (24,6%), которая не сорбируясь, мигрирует в супесчаном дерново-подзоле ЛОД. В слое 0,2 м на S= 1 м² и массе почвы примерно 300 кг/м² содержится 26,76 г/м² валовой формы РЬ (см. табл. 1). Анализ предложенного нами выражения (2), показал, что в настоящее время оно не может быть охарактеризовано в полной мере: недостаточно фактических данных. В то же время рассчитанный J_{сз} лесопарковой фации ЛОД по двум компонентам — почве и биоте (лесной подстилке) — оказался равным более 250 единиц.

Предлагается шкала загрязнений экосистемы тайги по J_{сз}: 0-50 — не загрязненная; 60-150 — слабозагрязненная; 160-250 — среднезагрязненная; 260-350 — сильнозагрязненная; 360-450 — очень сильнозагрязненная; 460-500 — экологическая катастрофа.

Выводы

1. Изучены потоки миграции ионов ТМ в лесопарковой фации ЛОД и Петрозаводска. Водная миграция ТМ в профиле дерново-подзолах на двучленах имеет восходяще-нисходящую и, очевидно, латеральную направленности по контактному горизонту. ТМ мигрируют в про-

филях подзолов на двучленах не только в форме ионов, но и в виде устойчивых комплексных органоминеральных соединений с разным знаком заряда.

2. Водная миграция ТМ в изучаемых почвах выражена слабо и не превышает 25% от валового содержания, в частности, для свинца.

3. Предложен новый индекс суммарного загрязнения J_{C3} экосистемы, основанный на экспериментальной оценке загрязнения почвы, биоты, снегового покрова и водной миграции экотоксикантов.

4. Разработана шкала загрязнения лесопарковых фаций подзоны южной тайги по J_{C3} тяжелыми металлами. В частности, для фации сосны на плакоре холма ЛЮД J_{C3} по ТМ оказался >250 , что отражает среднюю степень загрязнения.

Библиографический список

1. *Водяницкий Ю.Н., Васильев А.А., Кожеева А.В.* Модификация формулы Саета Ю.Е. для определения суммарного внутрипрофильного загрязнения почв тяжелыми металлами. В сб. Современные проблемы загрязнения почв. М.: МГУ, 2004. С. 191-193.

2. *Градусов В.М.* Пространственная неоднородность литологических условий территории Лесной опытной дачи // Известия ТСХА, 2006. Вып. 3. С. 129-135.

3. *Добровольский В.В.* Циклы массообмена тяжелых металлов. Изб. тр. Биогеохимия мировой суши. М.: Научный мир, 2009. Т. 3. С. 206-225.

4. *Кауричев П.С., Яшин ИМ, Черников В.А.* Теория и практика метода сорбционных лизиметров в экологических исследованиях. М.: МСХА, 1996. 144 с.

5. *Кауричев П.С., Яшин ИМ.* Образование водорастворимых органических веществ как стадия превращения растительных остатков // Известия ТСХА, 1989. Вып. 1. С. 47-57.

6. *Кудеярова А.Ю.* Использование сорбционных лизиметров для изучения влияния фосфатов на перенос в почве металлов и органического углерода. Тез. докл. Лизиметрические исследования почв. М.: МГУ, 1998. С. 101-104.

7. *Лалин НА., Красюков В.Н.* Роль гумусовых веществ в процессах комплексобразования и миграции металлов в природных водах // Водные ресурсы, 1986. № 1. С. 134-144.

8. *Наумов Г.Б.* Миграция химических элементов. В кн. Геохимия биосферы. М.: Академия, 2010. С. 227-250.

9. *Савич В.П., Федорин Ю.В., Химина Е.Г. и др.* Почвы мегаполисов: их экологическая оценка, использование и создание (на примере г. Москвы). М.: Агробизнесцентр, 2007. 652 с.

10. *Саэт Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др.* Геохимия окружающей среды. М.: Наука, 1990. 335 с.

11. *Трифонов К.П., Девисилов ВА.* Загрязнение водных систем тяжелыми металлами: В кн. Физико-химические процессы в техносфере. М.: Форум-ИНФРА-М, 2007. С. 118-142.

12. *Юфит С.С.* Яды вокруг нас: вызов Человечеству. М.: Классикс Стиль, 2002. 368 с.

13. *Яшин ИМ, Шитое Л.Л., Раскатов ВА.* Почвенно-экологические исследования в ландшафтах: уч. пособ. М.: МСХА, 2000. 560 с.

14. *Яшин ИМ, Кузнецов П.В., Буринова Б.В.* Исследование барьеров миграции ТМ в почвах Лесной опытной дачи РГАУ-МСХА имени К. А. Тимирязева // Известия ТСХА, 2010. Вып. 3. С. 9-23.

15. *Яшин ИМ.* Почвы северо-таежных ландшафтов острова Большой Соловецкий Архангельской области: сб. науч. тр.: 7-е Сибирцевские чтения, посвящен. 145-летию со дня рождения Н.М. Сибирцева. Архангельск.: Ин-т экологических проблем Севера, 2005. С. 23-26.

16. *Яшин ИМ.* Особенности процессов глее- и подзолообразования и их взаимосвязь с экологическими функциями почв тайги: матер, межд. науч. конф. «Ресурсный потенциал почв — основа продовольственной и экологической безопасности России» / Под ред. Б.Ф. Апарина. С.-Пб.: Изд. дом С.-Петербургского ун-та, 2011. С. 517-521.

17. *Яшин ИМ, Кузнецов П.В., Петухова АА.* Экогеохимическая оценка почв и лесопарковых фаций Петрозаводска // Известия ТСХА, 2011. Вып. 4. С. 30-43.

18. *Grohmann A.N., Jekel M., Grohmann A., Szewzyk U.* Wasser: chemie, microbiologie und nachhaltige Nutzung. Druckhaus «Thomas Muntzer». Berlin, 2011. S. 351.

19. *Forsyth W.G.* Studies on the more soluble complexes of soil organic matter // *J. Biochem.* 1947. V. 41. №2. P. 176-181.

20. *Philips J.R.* The theory of infiltration // *Soil Sci.*, 1957, 1958, № 83. P. 345-357, 435-448; № 84. P. 163-177, 257-264, 329-339; № 85. P. 278-286, 333-337, various pages.

21. *Spiteller Michael.* Isolation and characterization of dissolved organic carbon from natural and lysimeter waters by ultrafiltration // *Sci. Total Environ.* 1987. 62. P. 47-54.

Рецензент — д. б. н. В.И. Савич

SUMMARY

Ecosystem components chemical pollution diagnostics is considered in the article. It should be noted that overall pollution rate interpretation should include an assessment of soil, biota and all ecosystem contamination both in polluted and background areas. Along with this fact, eco-toxicants share, flowing in with aerial fallout, should be added to that overall pollution rate (snow cover pollution assessment during winter time with a glance of amount of snow per square metre. The data obtained allow to more effectively make an environmental impact evaluation in water protection river zones, lakes, near industrial waste dumps, both in woodland parks and in agro-ecosystems.

Key words: migration and transformation of substances, taiga ecosystem, heavy metals ions.

Яшин Иван Михайлович — д. б. н., проф. каф. экологии РГАУ-МСХА имени К.А. Тимирязева (127550, г. Москва, ул. Тимирязевская, 49; тел. (499) 976-45-60; e-mail: ivan.yashin2012@gmail.com).

Сердюкова Алла Владимировна — к. б. н., докторант кафедры экологии РГАУ-МСХА имени К. А. Тимирязева.

Петухова Анастасия Александровна — асп. каф. экологии. Тел (499) 976-45-60.

Грачев Дмитрий Александрович — асп. каф экологии РГАУ-МСХА имени К. А. Тимирязева (тел (499) 976-45-60).