

ПЕТРОЛОГИЯ, ГЕОХИМИЯ И МИНЕРАЛОГИЯ

УДК 550.42:546.49(631.4+581.5):(571.15)

РТУТЬ В ПОЧВАХ И РАСТЕНИЯХ В РАЙОНЕ ОЗЕРА БОЛЬШОЕ ЯРОВОЕ
(Алтайский край)

И.Н. Маликова, М.Т. Устинов, Г.Н. Аношин, Ж.О. Бадмаева, Ю.И. Маликов

Институт геологии и минералогии СО РАН, 630090, Новосибирск, просп. Коптюга, 3, Россия

Рассматривается распределение ртути в почвах и растениях на площади водосбора оз. Большое Яровое, на берегу которого расположен химкомбинат „Алтайхимпром“. Данные по содержанию ртути показывают, что имеется заметный поток ртути в окружающую среду, но в настоящее время влияние комбината и его отходов не представляет серьезной опасности. Выявленные факты загрязнения в непосредственной близости к комбинату, в том числе и за счет атмосферного переноса, повышенное содержание ртути в солянокислой и щелочной вытяжках свидетельствуют о возможном усилении ее миграции из отходов. Необходимо проведение инвентаризации отходов комбината и детальное изучение экосистемы озера в качестве типового объекта.

Ртуть, площадь водосбора озера Большое Яровое, почвы, растения, отходы.

MERCURY IN SOILS AND PLANTS IN THE AREA OF LAKE BOL'SHOE YAROVOE
(Altai Territory)

I.N. Malikova, M.T. Ustinov, G.N. Anoshin, Zh.O. Badmaeva, and Yu.I. Malikov

We examined mercury distribution in soils and plants of the catchment area of Lake Bol'shoe Yarovoe with the Altaikhimprom chemical industrial complex localized on its shore. Data on mercury contents show a considerable mercury flow into the environment, though the industrial complex and its waste do not pose serious threat. The revealed pollution in the immediate vicinity of the industrial complex, including that due to atmospheric transport, as well as the elevated content of mercury in hydrochloric and alkaline extracts suggest its intense migration from the waste. Therefore, it is necessary to make up an inventory of the industrial-complex waste and perform a detailed study of the lake ecosystem as a model unit.

Mercury, catchment area of Lake Bol'shoe Yarovoe, soils, plants, waste

ВВЕДЕНИЕ

Техногенная нагрузка на окружающую среду промышленно развитых регионов мира ведет к постоянному увеличению в ее компонентах загрязняющих веществ, многие из которых являются токсичными и представляют реальную опасность для существования экосистем. Поступление в окружающую среду ряда элементов из техногенных источников намного превосходит их природное поступление. Антропогенные факторы в биогеохимических циклах стали сопоставимы с природными. При этом миграция чужеродных живым организмам соединений и их неизбежный перенос по трофическим (пищевым) цепям возросли до уровня, угрожающего здоровью настоящего и будущего поколений.

Ртуть занимает особое место среди веществ, загрязняющих окружающую среду, являясь элементом I класса опасности. Ряд авторов [Майстренко и др., 1996] относят ртуть и ее соединения к так называемым *суперэкоотоксикантам*, для которых необходима организация эколого-аналитического мониторинга, являющегося составной частью общего мониторинга состояния природной среды. Из всех токсичных металлов ртуть оказывает наибольшее отрицательное влияние на здоровье человека и состояние компонентов окружающей среды, нарушая глобальные и региональные биогеохимические циклы [Яншин и др., 1998]. Не случайно в последние десятилетия прошлого века многие исследователи стали говорить о мировой ртутной проблеме [Global..., 1996]. По многим данным, современные выбросы ртути из антропогенных источников сопоставимы или превышают ее природную эмиссию [Nriagu, Расуна, 1988; Nriagu, 1979; Ровинский и др., 1994; Pirrone et al., 1996; Ebinghaus et al., 1999; Ильин, 2002].

Более сдержанную оценку современного загрязнения ртутью дают [Расуна, Расуна, 2001], которые полагают, что антропогенная эмиссия ртути несколько ниже естественной. По этим данным, в 1990-х годах

антропогенный поток почти вдвое снизился по сравнению с 1980 г. Это уменьшение связано главным образом с заменой использования угля в развитых странах при производстве электроэнергии и тепла на нефтепродукты и газ. Однако, начиная с 1995 г., зафиксировано увеличение эмиссии ртути из-за резкого роста производства электроэнергии в странах Азии, связанного в основном с использованием угля, что практически компенсировало уменьшение выбросов в Европе и Северной Америке. Ряд авторитетных исследователей считают, что большинство антропогенных источников ртути в мире и в масштабах Европы обусловлены сгоранием угля и сжиганием отходов [Nriagu, 1979; Расуна, Munch, 1991]. Несмотря на большие расхождения в оценках различных вкладов ртути, многие авторы полагают, что увеличение отложения ртути в современную эпоху по сравнению с доиндустриальным временем составляет примерно „фактор три“, что грубо согласуется с оценками, полученными из датированных почв, торфяных болот и слоев осадков [Slemr, 1996]. Эти данные свидетельствуют, что глобальный перенос и множество локальных и региональных антропогенных источников оказывают непосредственное влияние на общий фон ртути.

Продолжительность нахождения ртути и ее соединений в атмосфере достаточно велика, что обуславливает ее дальний перенос на расстояние сотен и тысяч километров от источников загрязнения. Только около 30 % ртути выпадает вблизи локальных источников загрязнения, и эти участки могут превратиться в свою очередь в источники дальнего переноса, особенно в высокие широты, являющиеся областями стока. Прежде всего, это касается элементарной ртути: среднее время ее существования в атмосфере около года. Перенос аэрозольных и окисленных форм ртути возможен только в региональном масштабе, так как их срок существования в воздушной среде около нескольких дней [Kvietkus, Sakalys, 2001; Ильин, 2002].

Значительное увеличение антропогенного вклада ртути, начиная со второй половины XX века, было зафиксировано по ее содержанию в ледовых отложениях Гренландии [Weiss et al., 1971]. Однако детальные исследования форм нахождения ртути, проводившиеся в последние годы в Арктике, показали, что увеличение степени ее аккумуляции в арктическом снеге могло произойти за счет фотохимических реакций окисления газообразной Hg(0) до Hg(II). Впервые это явление было обнаружено в 1995 г. на канадской станции мониторинга Алерт [Schroeder et al., 1998]. Большую роль в процессе окисления играет возрастание в атмосфере количества галогенов антропогенного происхождения, особенно Br, вызывающих разрушение молекул озона и появление их радикалов в период полярных восходов. Окисленные формы ртути быстрее выпадают на поверхность, что приводит к увеличению общей нагрузки ртутного загрязнения в арктических экосистемах [Steffen et al., 2001]. Недавно это было показано и для районов Российского Севера [Коноплев и др., 2005].

Независимым методом оценки глобального загрязнения ртутью служат расчеты ее региональных потоков, основанные на учете вкладов локальных источников загрязнения. Во всем мире промышленные источники возможного ртутного загрязнения ставят на строгий учет, обсуждается необходимость введения квот на выбросы ртути [Шумейко, 2006]. На территории России оценка и учет техногенной эмиссии ртути в окружающую среду находятся в крайне неудовлетворительном состоянии [Какарека и др., 2000; Янин, 2005]. Объем накопленных к настоящему времени ртутьсодержащих отходов, размещенных в местах временного хранения, в России составляет около 650 тыс. т., и ежегодно складировются еще около 11 тыс. т [Янин, 2005].

Огромная территория Сибири делает вклад ее техногенных источников на глобальном уровне весьма ощутимым. Антропогенные выбросы с территории Сибири в 1990-х годах были оценены в $3 \cdot 10^3$ кг/год, причем преобладающая часть (около 80 %) приходилась на химические предприятия [Sukhenko, Vasiliev, 1996]. По аккумуляции ртути в хвойных подстилках определили, что ее атмосферные выпадения в фоновых районах Алтая составляют 19—42 г/км² в год [Ковалев и др., 1998]. Наибольшее поступление ртути в окружающую среду вносят те регионы Сибири, где на химических предприятиях используется или использовалась ртуть в технологических процессах (Новосибирская и Иркутская области, Алтайский край) [Ягольницер и др., 1995]. В Алтайском крае таким предприятием, вызывающим серьезные опасения по загрязнению компонентов природной среды ртутью, является АО „Алтайхимпром“.

ДАнные по содержанию ртути в РАйОНЕ РАБОТ

Химическое предприятие „Алтайхимпром“, расположенное на берегу оз. Большое Яровое (Алтайский край), выпускает химические реактивы и является производителем оксида ртути, сырьем для него служит металлическая ртуть. Ртутная эмиссия от этого источника составила 21.2 т/год: в воздушную среду поступало 0.19 т, в водную — порядка 25 кг и 21 т содержалось в твердых отходах, которые в основном складированы на территории предприятия [Ягольницер и др., 1995].

В 1995 и 1997 годах были проведены исследования снежного покрова, поверхностных вод, донных отложений и почвогрунтов в бассейне оз. Большое Яровое. На твердых частицах из снеговой и озерной воды установлены содержания ртути 0.57 ± 0.23 и 0.22 ± 0.21 мг/кг соответственно и в донных осадках 0.16 ± 0.14 мг/кг. Высокие содержания ртути обнаружены в почвогрунтах (в среднем 140 ± 103 мг/кг)

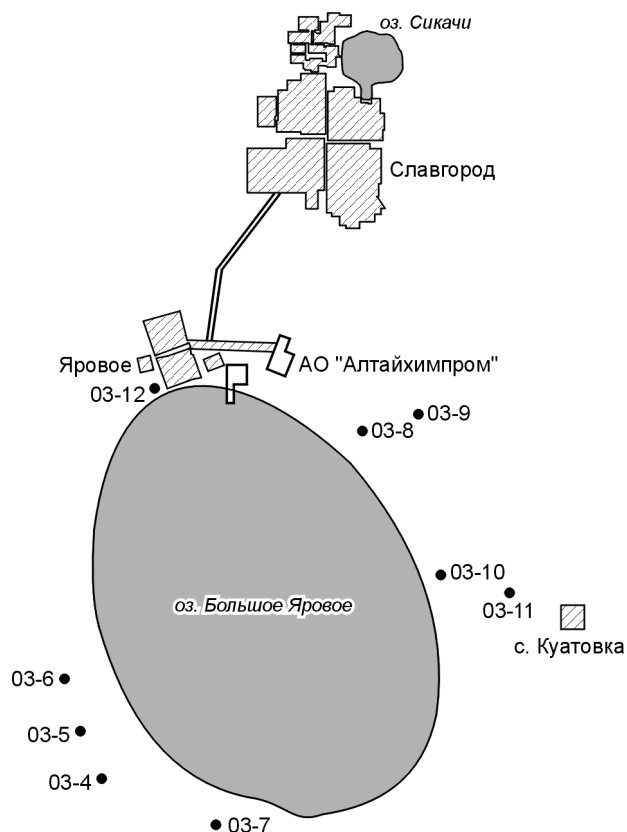
[Темерев и др., 2002]. Последующими исследованиями выявлены повышенные содержания ртути в зоопланктоне (1.5 мкг/г сухой массы) и локальное пятно загрязнения донных отложений (0.77 мг/кг) в зоне непосредственного воздействия химкомбината. На основании этого оз. Большое Яровое было отнесено к антропогенно-трансформированным водоемам [Леонова и др., 2002]. В донных отложениях фоновых озер сухостепной зоны Алтайского края содержания ртути составляют в среднем 0.050 мг/кг [Аношин и др., 1995; Щербов и др., 2003], а в планктоне — 0.098 мкг/г [Леонова и др., 2002]. Результаты этих работ свидетельствуют о возможном загрязнении ртутью почвенного покрова этого района и необходимости его детального изучения.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Озеро Большое Яровое находится в бессточной области Обь-Иртышского междуречья, в ее части, представленной Центральной Кулундинской депрессией [Никольская, 1961]. В 2003 г. нами проведено опробование почв и растений в окрестностях этого озера для оценки экогеохимической обстановки в зоне влияния комбината „Алтайхимпром“. Условия засушливого климата с повышенным испарением и малым количеством осадков, питание с большой водосборной площади, степная растительность создают высокую степень засоления вод озера и окружающих почв. Вследствие этого почвы на изучаемой территории обычно представлены солонцами и солончаками, сформировавшимися за счет черноземов обыкновенных и черноземов выщелоченных среднесуглинистых. Поскольку содержания ртути, как и других тяжелых металлов, в засоленных почвах изучены мало, аналогичные почвы обследованы в районе с. Тюменцево (3 разреза) и 1 разрез на северо-западном берегу оз. Малое Яровое. В окрестностях оз. Большое Яровое почвы опробованы в 9 почвенных разрезах и в двух точках — почвогрунты, представляющие смесь отходов комбината с почвенным материалом. Расположение точек опробования показано на рисунке.

Опробование почв проводилось по методу трансект-катены, который сочетает в себе катенарную и площадную сопряженности ландшафтно-геохимических систем. Трансект-катена представляет собой зону (полосу), расположенную от водораздела до базиса эрозии. Ее боковыми границами являются линии максимальных уклонов, а мощность определяется глубиной водоупора. Этот метод позволяет минимизировать объем работ при характеристике типичных ландшафтных обстановок [Устинов, 2001]. Отбор проб осуществлялся в почвенных разрезах по генетическим горизонтам до материнских пород бороздовым методом. Некоторые разрезы представлены антропогенно-нарушенными почвами, и в том числе пахотными землями, так как в этом районе очень развито использование почв в хозяйственных целях. Растения отбирались в непосредственной близости к почвенным разрезам. В качестве сквозного вида, типичного для данной территории, была выбрана полынь.

Содержания ртути определены атомно-абсорбционным методом „холодного пара“ с амальгамацией на золотом сорбенте в лаборатории аналитической геохимии ОИГГМ СО РАН (г. Новосибирск), аккредитованной органами Госстандарта РФ (свидетельство № РОСС RV.0001.510590) и прошедшей контрольные тестирования с участием зарубежных лабораторий, в том числе лаборатории национального бюро стандартов (США). В некоторых пробах определены количества ртути в подвижных формах методом вытяжек, которые проводились путем прямого выщелачивания. Все пробы были дополнительно проанализированы атомно-абсорбционным методом в той же лаборатории на мышьяк и ряд тяжелых металлов. Все методики аккредитованы Госстандартом Российской Федерации.



Расположение точек опробования почв в районе оз. Большое Яровое.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Оценки фоновых значений ртути в почвах Алтайского края для верхних горизонтов по разным выборкам варьируются от 0.045 до 0.060 мг/кг [Аношин и др., 1995; Anoshin et al., 1996; Маликова и др., 2000; Маликова и др., 2004]. Более низкие содержания ртути в гумусово-аккумулятивных горизонтах почв Обь-Иртышского междуречья приводятся Н.Л. Байдиной [2001], в том числе в солонцах — 0.019 ± 0.001 (0.017—0.021) мг/кг. Такое же содержание ртути нами установлено в солонце на северо-западном берегу оз. Малое Яровое.

В табл. 1 приведены средние содержания ртути в разных горизонтах почв на обследованной территории около оз. Большое Яровое. Средние содержания ртути в двух верхних горизонтах составляют 0.073 ± 0.016 мг/кг. В техногенном солонце в непосредственной близости к химкомбинату — 0.32 мг/кг. Эти результаты превышают значения по фону ртути в солонцах в 3.8 и 16.8 раза соответственно.

Во всех почвенных разрезах около оз. Большое Яровое и в районе с. Тюменцево наблюдается возрастание рН суспензии на глубину (с 6.6—7.4 до 9.0—10.3). Это связано с увеличением количества карбонатов в процессе карбонатизации. Однако какой-либо связи содержания ртути с колебаниями рН не отмечается. Надо отметить, что, по литературным данным, фактор кислотности—щелочности имеет определенное значение для различных форм ртути. Так, в кислой среде преобладающей формой миграции ртути является $HgCl^+$; при нейтральных и повышенных рН в водных растворах ее миграция осуществляется главным образом в форме $HgOH^+$ [Торикова, 2004]. Сорбция ртути на глинах относительно ограничена и слабо варьируется с изменением рН в щелочной среде; она максимально проявляется в кислой среде при рН 4—5 [Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989]. Это является, видимо, одной из причин того, что ртуть не накапливается в нижних горизонтах почв и преимущественно аккумулируется в верхних частях разреза, закрепляясь гумусовым веществом. Такая тенденция является общей для вертикального распределения ртути в почвах [Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Маликова и др., 2000].

Корреляции содержания ртути с какими-либо тяжелыми металлами не наблюдается, в том числе это относится к Fe и Mn, с оксидами и гидроксидами которых обычно связывают ее аккумуляцию [Иванов, 1997; Probst et al., 1999; Miller, Mason, 2001]. Отметим, что и почвы, и растения в районе оз. Большое Яровое характеризуются весьма низкими содержаниями мышьяка, хотя в отдельных случаях были зафиксированы повышенные содержания As в биообъектах озера и возрастание его во взвешенном веществе при приближении к предприятию „Алтайхимпром“ [Темерев и др., 2002; Леонова и др., 2002]. Четкой связи содержания ртути и мышьяка в изученной выборке почв не отмечается.

Надо заметить, что почвы сухостепной зоны, находящиеся под прямым солнечным воздействием, подвержены большей эмиссии ртути в атмосферу, чем почвы в затененных (лесных) условиях, за счет фотохимического ее восстановления в летучую форму [Carpri et al., 1996]. Это, очевидно, должно приводить к снижению степени аккумуляции ртути почвой в такой ландшафтной обстановке. Принципиально иную картину показали эксперименты в солончатой воде, где ультрафиолетовое облучение в прибрежной зоне стимулировало преобладание окисления $Hg(0)$ до $Hg(II)$. Следствием этого может быть уменьшение потоков ртути из водных колонок в экосистемах соленых озер и увеличение степени ее биоаккумуляции и накопления в донных осадках прибрежной зоны [Lalonde et al., 2001]. Эти исследования свидетельствуют о сложном цикле ртути в изучаемой экосистеме.

Кроме среднеарифметических содержаний ртути, в разных генетических горизонтах были подсчитаны средневзвешенные значения (см. табл. 1). При их расчете учитывались мощности горизонтов в

Таблица 1. Статистические оценки распределения ртути в почвах района оз. Большое Яровое

Горизонт	Среднее арифметическое	Средневзвешенное	Среднеквадратичное отклонение	Асимметрия	Число проб
Ад(I)	0.075 ± 0.019 0.045 – 0.12	0.069	0.023	–0.61	8
А(II)	0.067 ± 0.014 0.050 – 0.097	0.067	0.016	+0.73	6
В, ВС(III)	0.046 ± 0.007 0.022 – 0.066	0.045	0.011	–0.37	18
С	0.039 ± 0.005 0.029 – 0.051	0.040	0.0067	+0.45	8

Примечание. I, II, III — присутствуют и антропогенно нарушенные почвы. В числителе — среднее, в знаменателе — пределы вариации. Средние значения — в мг/кг.

Таблица 2. Содержание подвижных форм ртути в почвах района оз. Большое Яровое (мкг/г)

Горизонт, глубина (см)	Валовое содержание, мг/кг	H ₂ O (бидистиллят)		1н HCl		Аммонийно-ацетатный буфер		0.1н NaOH	
		Hg, мкг/г	%	Hg, мкг/г	%	Hg, мкг/г	%	Hg, мкг/г	%
Солонец черноземный среднесуглинистый, 03-4									
A ₁ (1) (0—5)	0.071	0.0020	2.8	0.0027	3.8	0.0006	0.8	0.0003	0.4
A ₂ (2) (5—13)	0.064	0.0016	2.5	0.0078	12.2	0.0002	0.3	0.0049	7.6
B (13—30)	0.038	0.0026	6.8	0.0075	19.7	0.0044	11.6	0.0072	18.9
B ₂ (30—49)	0.022	0.0015	6.8	0.0084	38.2	0.0020	9.1	0.0052	23.6
Ск (49—80)	0.047	0.0009	1.9	0.0064	13.4	0.0016	3.4	0.0024	5.1
Солончак луговой (антропогенно нарушенный), 03-8									
A ₁ (I) (0—4)	0.089	0.0049	5.5	0.0061	6.8	0.0021	2.4	0.0068	7.6
II (4—20)	0.050	0.0033	6.6	0.0062	12.4	0.0025	5.0	0.0056	11.2
III (20—57)	0.060	0.0005	<1.0	0.0061	10.2	0.0013	2.2	0.0041	6.8
IV (90—100)	0.035	0.0017	4.8	0.0086	24.6	0.0022	6.3	0.0037	10.6
Техногенный солонец черноземный, 03-12									
Ад (0—4)	0.32	Сл.	<0.1	0.0051	1.6	0.0021	0.7	0.0050	1.6
B (4—20)	0.045	0.0015	3.3	0.0047	10.4	0.0023	5.1	0.0045	10.0
Твердые отходы химкомбината									
03-16	0.20	0.0006	0.3	0.0020	1.0	0.0015	0.7	0.0063	3.1
03-17	0.24	0.0042	1.7	0.0563	23.4	0.0022	0.9	0.036	15.0

изучаемых разрезах и объемный вес почв. Полученные значения практически не отличаются от средних арифметических. В целом по отдельным полным разрезам общие запасы ртути составляют от 4.7 до 8.4 мкг/см² и средневзвешенные содержания — 0.042—0.055 мг/кг.

Можно ориентировочно оценить величину вклада техногенной составляющей сравнением средневзвешенных значений в почвах районов озер Большое и Малое Яровое (величина средневзвешенного значения — 0.017 мг/кг). Разница составляет в среднем 0.032(0.025—0.039) мг/кг. Для техногенного солонца вблизи химкомбината она возрастает до 0.080 мг/кг. Различия средневзвешенных значений по сравнению с почвенными разрезами в районе с. Тюменцево (средневзвешенное — 0.036 мг/кг), составляет 0.013(0.006—0.020) мг/кг. В целом техногенный вклад ртути в почвы района оз. Большое Яровое относительно невелик и не вызывает особых опасений; содержания ртути находятся в пределах фоновых значений и значительно ниже ПДК (2.1 мг/кг).

В ряде проб определены подвижные формы ртути, охарактеризованные вытяжками в бидистиллированной воде, 1н HCl, аммонийно-ацетатном буфере и 0.1н NaOH (табл. 2).

Вариации содержания подвижных форм ртути в проанализированных пробах весьма значительные, но обычно минимальные значения характерны для верхнего горизонта. Наибольшее количество выщелачиваемой ртути наблюдается в солянокислой и щелочной средах. В черноземном солонце 03-4 максимальное количество ртути переходит в вытяжки из горизонта B и затем уменьшается в горизонте Ск. В антропогенно нарушенном луговом солончаке 03-8 процентное содержание ртути в вытяжках возрастает на глубине 90—100 см. В поверхностном слое с явным ртутным загрязнением установлены очень низкие содержания подвижных форм ртути. Пробы отходов химкомбината при близких содержаниях в них ртути сильно отличаются по соотношению подвижных форм. Это подчеркивается и другими отличиями, которые выявились по содержаниям в этих пробах Pb, Zn, Mn, Cr, Co, Fe. За исключением Cd, все остальные элементы в больших количествах присутствуют в пр. 03-17. Главной причиной весьма существенных вариаций содержания ртути в вытяжках, очевидно, является разная степень локального техногенного воздействия.

Количество ртути, переходящее в солянокислую вытяжку, представляет резерв подвижной ее доли в экстремальных условиях среды, а по результатам для водной и ацетатно-аммонийной вытяжек можно судить о возможной степени ее поглощения растительностью. Они свидетельствуют о сравнительно небольшом поступлении ее в растения из почвы. Более высокая степень извлечения ртути установлена для вытяжки 0.1н NaOH, хотя она несколько ниже, чем для сильнозагрязненных почв Обь-Иртышского междуречья [Байдина, 2001]. Возможно условия щелочной среды, которая характерна для почв района оз. Большое Яровое, могут способствовать поглощению ртути растениями. Для проверки этого были определены содержания ртути в надземной и корневой частях полыни (табл. 3).

Таблица 3. Средние содержания ртути в полыни, мг/кг (воздушно-сухого вещества)

Место отбора проб	Надземная часть	Число проб	Корневая часть	Число проб
Около оз. Большое Яровое	0.035(0.024—0.049)	8	0.019(0.012—0.024)	7
Около оз. Большое Яровое (мытая проба)	0.014(0.005—0.019)	3	—	—
На почвогрунтах около химкомбината	1.02	1	0.025	1
Фоновые районы, Алтайский край	0.030(0.011—0.068)	73	0.023(0.010—0.054)	64
Разные виды травянистых растений, Алтайский край	0.025(0.008—0.076)	92	0.040(0.004—0.12)	98

Полученные результаты содержания ртути в надземной части полыни вблизи оз. Большое Яровое соответствуют уровню ее концентраций в фоновых районах Алтайского края. В полыни, отобранной вблизи химкомбината, обнаружены повышенные содержания ртути, соответствующие ее аккумуляции растениями, произрастающими на загрязненных территориях [Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989]. Большая часть ее, очевидно, концентрируется на пылевых частицах, которые смываются дистиллированной водой. В среднем индекс аккумуляции ртути, по отношению к верхнему слою почвы, составляет 0.57 ± 0.15 , а вблизи комбината — 3.2. В корневой части полыни содержания ртути соответствуют фоновым. Соотношение содержания ртути в надземной и корневой частях полыни практически во всех случаях больше единицы. Эти результаты свидетельствуют о преимущественно воздушном поступлении ртути в растения.

Информативным индикатором загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами являются лишайники [Аржанова, Скирина, 2000; Страховенко и др., 2005]. В ландшафтах сухостепной зоны они встречаются чрезвычайно редко, но все-таки были обнаружены в двух точках вблизи озер Большое и Малое Яровое. Содержание ртути в лишайниках (по данным двух определений) в районе оз. Большое Яровое — 0.094, а в промытых в дистиллированной воде — 0.078 мг/кг; вблизи оз. Малое Яровое — 0.10 мг/кг. Эти уровни концентраций Hg лишь незначительно превышают ее среднее значение для лишайников Алтайского края: 0.063 (сл. — 0.38) мг/кг (по 98 пробам) [Маликова и др., 2004]. Можно сделать вывод, что в лишайниках содержится примерно столько же ртути за счет пылевой фракции, как и в полыни. Локальное загрязнение от химкомбината фиксируется растительностью лишь в непосредственной близости к нему. Возможно, это свидетельствует о незначительном ветровом переносе ртути в пылевой фракции с техногенных отходов.

ВЫВОДЫ

1. Полученные данные по распределению ртути в почвах и растениях площади водосбора оз. Большое Яровое показывают, что имеется ее заметный локальный поток на изученной территории. Однако в настоящее время негативное влияние химического комбината не является значительным. Содержание ртути в почвах в целом не выходит за пределы фонового интервала для почв Алтайского края и не представляет опасности для здоровья людей. Отмеченные факты накопления ртути в почвах и других компонентах вблизи комбината и места расположения отходов, повышение содержания подвижной ртути в кислой и щелочной средах свидетельствуют о возможном вовлечении ее в процессы миграции.

2. Более высокие содержания ртути в верхних горизонтах почв по сравнению со средними данными по солонцам показывают необходимость эколого-аналитического контроля состояния природной среды этого региона в режиме мониторинга. Необходимо также дальнейшее геохимическое изучение почв этого типа.

Распределение ртути в растениях служит доказательством заметной роли ее атмосферного переноса. Требуется исследование почв на большей территории, включая города Яровое и Славгород, которые, возможно, находятся в зоне риска.

3. Значительные вариации содержания ртути и ее подвижных форм в отходах комбината свидетельствуют об их недостаточной изученности, особенно в свете задачи паспортизации источников ртутного загрязнения.

4. Данные по более высоким содержаниям ртути в твердых частицах из снеговой и озерной воды и в донных осадках по сравнению с почвами, особенности ее циклических процессов в сухостепной зоне и соленых озерах ставят задачу детального изучения экосистемы оз. Большое Яровое в качестве типового объекта.

Работа подготовлена при частичной поддержке интеграционного проекта СО РАН № 124, в рамках проекта РФФИ (грант 01-05-65-086), а также приоритетных научных направлений ОИГТМ СО РАН и ИГМ СО РАН.

ЛИТЕРАТУРА

Аношин Г.Н., Маликова И.Н., Ковалев С.И., Андросова Н.В., Сухоруков Ф.В., Цибульчик В.М., Щербов Б.Л. Ртуть в окружающей среде юга Западной Сибири // Химия в интересах устойчивого развития, 1995, т. 3, № 1—2, с. 69—111.

Аржанова В.С., Скирина И.Ф. Значение и роль лишеноиндикационных исследований при эколого-геохимической оценке состояния окружающей среды // География и природные ресурсы, 2000, № 4, с. 33—40.

Байдина Н.Л. Статус ртути в фоновых и техногенных почвах Обь-Иртышского междуречья // Сибирский экологический журнал, 2001, № 2, с. 175—179.

Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов. М., Изд-во Экология, 1997, т. 5, с. 497—562.

Ильин И.С. Моделирование дальнего переноса ртути и ее соединений над территорией Европы // Метеорология и гидрология, 2002, № 2, с. 43—51.

Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М., Мир, 1989, 439 с.

Какарека С.В., Кухарчик Т.И., Хомич В.С., Янин Е.П. О состоянии и проблемах инвентаризации выбросов ртути в атмосферу // Экогеохимические проблемы ртути. М., ИМГРЭ, 2000, с. 12—37.

Ковалев С.И., Маликова И.Н., Аношин Г.Н., Бадмаева Ж.О., Степин А.С. Глобальная и локальная составляющие атмосферных выпадений ртути на территории Алтая // Докл. РАН, 1998, т. 363, № 1, с. 104—106.

Коноплев А.В., Панкратов Ф.Ф., Рычков А.М. Уменьшение концентрации ртути в атмосфере Российской Арктики // Метеорология и гидрология, 2005, № 9, с. 50—54.

Леонова Г.А., Аношин Г.Н., Бычинский В.А., Щербов Б.Л., Страховенко В.Д. Ландшафтно-геохимические особенности распределения тяжелых металлов в биологических объектах и донных отложениях озер Алтайского края // Геология и геофизика, 2002, т. 43 (12), с. 1080—1092.

Майстренко В.Н., Хамитов Р.З., Будников Г.К. Эколого-аналитический мониторинг супертоксикантов. М., Химия, 1996, 319 с.

Маликова И.Н., Аношин Г.Н., Ковалев С.И., Маликов Ю.И., Бадмаева Ж.О., Андросова Н.В. О неоднородном распределении ртути в верхнем горизонте почв (на примере Алтая) // Геохимия, 2000, № 12, с. 1319—1328.

Маликова И.Н., Страховенко В.Д., Щербов Б.Л., Сухоруков Ф.В., Бадмаева Ж.О. Тяжелые металлы в природных ландшафтах Алтая // Доклады III международной научно-практич. конференции „Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде“. Семипалатинск (Казахстан), 2004, т. 1, с. 184—190.

Никольская Ю.П. Процессы солеобразования в озерах и водах Кулундинской степи. Новосибирск, Изд-во СО АН СССР, 1961, 181 с.

Ровинский Ф.Я., Громов С.А., Бурцева Л.В., Парамонов Н.Г. Тяжелые металлы: дальний перенос в атмосфере и выпадение с осадками // Метеорология и гидрология, 1994, № 10, с. 5—14.

Страховенко В.Д., Щербов Б.Л., Хожина Е.И. Распределение радионуклидов и микроэлементов в лишайниковом покрове различных регионов Западной Сибири // Геология и геофизика, 2005, т. 46 (2), с. 206—217.

Темерев С.В., Галахов В.П., Эйрих А.Н., Серых Т.Г. Особенности формирования химического состава снегового стока в бессточной области Обь-Иртышского междуречья // Химия в интересах устойчивого развития, 2002, т. 10, № 4, с. 485—496.

Торикова М.В. Металлоносные рассолы // Разведка и охрана недр, 2004, № 11, с. 48—56.

Устинов М.Т. Катенография и эколого-мелиоративная оценка почвенного покрова методом трансект-катен // Сибирский экологический журнал, 2001, № 3, с. 285—292.

Шумейко И. Ртутная угроза // Экология и жизнь, 2006, № 9, с. 51—53.

Щербов Б.Л., Страховенко В.Д., Маликова И.Н. Природный и техногенный источники формирования элементного состава донных отложений в водоемах Алтайского края // Геология и геофизика, 2003, т. 44 (10), с. 1024—1035.

Ягольницер М.А., Соколов В.М., Рябцев А.Д., Оболенский А.А., Озерова Н.А., Сухенко С.А., Двуреченская С.Я. Оценка промышленной эмиссии ртути в Сибири // Химия в интересах устойчивого развития, 1995, т. 3, № 1—2, с. 23—35.

Янин Е.П. Ртуть в России: ресурсы, производство, потребление // Ртуть. Проблемы геохимии, экологии, аналитики. М., ИМГРЭ, 2005, с. 5—34.

Яншин А.Л., Тютюнова Ф.И., Грачевская Е.М. Антропогенное рассеяние природно-концентрированных химических элементов в ландшафтах центральной части Европейской территории России // Глобальные изменения природной среды. Новосибирск, Изд-во СО РАН, НИЦ ОИГТМ, 1998, с. 343—347.

Anoshin G.N., Malikova I.N., Kovalev S.I. Mercury in soils of the Southern West Siberia // Global and regional mercury cycles / Eds. W. Bayens, R. Ebinghaus. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers. The Netherlands, 1996, p. 475—489.

Carpi A., Lindberg S.E., Prestbo E.M., Bloom N.S. Soil/atmosphere exchange of methyl mercury and inorganic mercury: evidence for the photostimulated emission of Hg(0) // 4th International conference on mercury as a global pollutant. Book of abstracts. Congress centre. Hamburg, Germany, 1996. p. 135.

Global and regional mercury cycles: sources, fluxes and mass balances / Eds W. Bayens, R. Ebinghaus, O. Vasiliev. NATO ASI Series. 2. Environment, V. 21. Dordrecht; Boston; London, Kluwer Academic Publishers, 1996, 563 p.

Ebinghaus R., Tripathi R.M., Wallischlager D., Lindberg S.E. Natural and anthropogenic mercury sources and their impact on the air-surface exchange of mercury on regional and global scales // Mercury contaminated sites / Ed. R. Ebinghaus, R. Turner, L.D.de Lacerda, O. Vasiliev, W. Salomons. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg, New York, 1999, p. 3—50.

Kvietkus K., Sakalys T. Lifetime of gaseous and particulate mercury in the atmosphere // 6th International conference on mercury as a global pollutant. Abstract. Minamata, Japan, 2001, p. 66.

Lalonde J.D., Amyot M., Morel F.M., Orvoine J., Auclair J.C. Action spectrum of Hg(0) photooxidation on brackish waters // *Ibid.*, p. 173.

Miller C., Mason R. The role of hydrous ferric oxide and organic matter in the distribution of mercury and methylmercury in sediments // *Ibid.*, p. 156.

Nriagu J.O. Global inventory of natural and antropogenic emissions of trace metals to the atmosphere // *Nature*, 1979, v. 279, № 5712, p. 409—411.

Nriagu J.O., Pacyna J.M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals // *Nature*, 1988, v. 333, № 6169, p. 134—139.

Pacyna E.G., Pacyna J.M. Global anthropogenic emissions of mercury to the atmosphere // 6th International conference on mercury as a global pollutant. Abstract. Minamata, Japan, 2001, p. 62.

Pacyna J.M., Munch J. Anthropogenic mercury emissions in Europe // *Water, Air and Soil Pollution*, 1991, № 56, p. 51—61.

Probst J.L., Messaitfa A., Krempp G., Benra P. Fluvial transports of mercury pollution in the Ill river basin (Northeastern France): partitioning into aqueous phases, suspended matter and bottom sediments // Mercury contaminated sites / Ed. R. Ebinghaus. R. Turner, L.D.de Lacerda, O. Vasiliev, W. Salomons. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1999, p. 501—520.

Pirrone N., Keeler G.J., Nriagu J.O., Allergini I. Emissions and historical records of mercury pollution in North America during the past 150 years // 4th International conference on mercury as a global pollutant. Book of abstracts, Congress Center, Hamburg, Germany, 1996, p. 82.

Schroeder W.H., Anlauf K.G., Barrie L.A., Lu J.Y., Steffen A., Schneeberger D.R., Berg T. Arctic springtime depletion of mercury // *Nature*, 1998, v. 394, № 6691, p. 331—332.

Slemr F. Trends in atmospheric concentrations over the Atlantic Ocean and at the Wank summit and the resulting constraints on the budget of atmospheric mercury // Global and regional mercury cycles / Eds. W. Bayens, R.Ebinghaus. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers. The Netherland, 1996, p. 33—84.

Steffen A., Schroeder W.H., Hoenniger G., Platt U., Fuentes J., Lawson W., Strachan W. Springtime experiments during Canadian high Arctic atmospheric mercury depletion events // 6th International conference on mercury as a global pollutant. Abstract. Minamata, Japan, 2001, p. 30.

Sukhenko S.A., Vasiliev O.F. A regional mercury budget for Siberia and the contribution of the region in global pollutant // 4th International conference on mercury as a global pollutant. Book of abstracts, Congress Center, Hamburg, Germany, 1996, p. 92.

Weiss H.V., Koide M., Goldberg E.D. Mercury in a Greenland ice sheet: evidence of recent input by man // *Science*, 1971, v. 174, № 4010, p. 692—694.

*Рекомендована к печати 22 мая 2007 г.
В.С. Шацким*

*Поступила в редакцию
4 апреля 2007 г.*