

УДК 504.5:669.2/.8:502.175(470.54)

ПОВЕРХНОСТНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ЛУГОВЫХ РАСТЕНИЙ В ПЕРИОД СНИЖЕНИЯ АТМОСФЕРНЫХ ВЫБРОСОВ МЕДЕПЛАВИЛЬНОГО ЗАВОДА

© 2019 г. А. В. Нестерков*

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Россия 620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

**e-mail: nesterkov@ipae.uran.ru*

Поступила в редакцию 16.11.2018 г.

После доработки 25.12.2018 г.

Принята к публикации 25.01.2019 г.

Ключевые слова: тяжелые металлы, пылевые частицы, луговые экосистемы, травянистые растения, промышленное загрязнение, снижение выбросов, Среднеуральский медеплавильный завод

DOI: 10.1134/S0367059719040127

Значительную часть атмосферных выбросов металлургических предприятий составляют тяжелые металлы, сорбированные на пылевых частицах. Основных путей поступления тяжелых металлов в растительные ткани два — из загрязненной почвы через корни и осаждаемой на поверхности растений пыли через надземные части [1]. Для разделения их вкладов предложено сравнивать концентрации металлов в необработанных образцах растений и образцах, отмытых от металлосодержащей пыли. При этом отмывка позволяет оценить вклад почвенного поступления металлов и корректно сопоставить его с поверхностным поступлением [2]. Как правило, при отмывке значительно уменьшается концентрация большинства металлов (Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Ti, V) и металлоидов (As, Sb) на поверхности растений, но не макроэлементов (N, P, K, Ca, Mg, Cl, S) [2].

В настоящее время во многих промышленных районах происходит сокращение атмосферных выбросов (в том числе содержащих тяжелые металлы) из-за закрытия или реконструкции предприятий [3]. В этих условиях основным (а в перспективе — единственным) путем поступления металлов в растения становится загрязненная почва. Теоретически прекращение атмосферного загрязнения поверхности должно привести к отсутствию разницы между необработанными и отмытыми образцами, но, с другой стороны, возможно вторичное загрязнение растений частицами почвы. Нам не известны попытки эмпирической проверки этого предположения.

Анализ содержания металлосодержащей пыли на поверхности растений важен с точки зрения ее сильного негативного эффекта на все компоненты наземных экосистем. Ассоциированные с пылью тяжелые металлы могут попадать в расти-

тельные ткани через кутикулу и устьица и накапливаться в них [4]. Осажденная на поверхности листьев пыль “блокирует” устьица в открытом положении, что приводит к потере влаги, общему ухудшению жизненного состояния растений, снижению устойчивости к засухе и морозу [5]. Кроме того, пыль на поверхности растений может быть источником тяжелых металлов для фитофагов. Наибольший токсический эффект можно ожидать в отношении беспозвоночных с грызущим ротовым аппаратом, при питании потребляющих загрязненные пылью поверхностные ткани растений. Косвенное подтверждение этому было получено для исследуемых нами луговых сообществ на этапе высоких выбросов: обилие грызущих фитофагов (в отличие от сосущих) было сильно снижено в травостое вблизи металлургического завода [6]. В целом уменьшение количества пыли должно привести к снижению токсического эффекта для широкого спектра компонентов биоты.

В данной работе мы анализируем содержание металлов в травянистых растениях луговых экосистем после сильного снижения атмосферного загрязнения выбросами Среднеуральского медеплавильного завода. Цель работы — проверка предположения, что в данных условиях содержание металлов (Cu, Zn, Cd и Pb) в необработанных и отмытых растениях не различается.

Работа выполнена в районе Среднеуральского медеплавильного завода (СУМЗ), расположенного на окраине г. Ревды (Свердловская обл.). В 1980 г. выбросы завода (SO₂ и тяжелые металлы, ассоциированные с пылевыми частицами) составляли 225 тыс. т поллютантов в год, в 1990 г. — 148 тыс. т, в 2000 г. — 63 тыс. т. В 2010 г., после реконструкции, выбросы практически прекратились

(снизились до 3 тыс. т/год). Общая масса атмосферных выбросов в период с 1980 по 2012 г. уменьшилась в 75 раз (в том числе SO_2 — в 116 раз (с 201 до 1.7 тыс. т/год), пылевых частиц — в 44 раза (с 21 до 0.5 тыс. т/год)). Выбросы Cu сократились в 5500 раз (с 4.4 до 0.0008 тыс. т/год), As — в 1571 раз (с 0.9 до 0.0006 тыс. т/год), Pb — в 16 раз (с 1 до 0.07 тыс. т/год). Выбросы Zn в период с 1989 по 2012 г. сократились в 15 раз (с 1.8 до 0.1 тыс. т/год). Для завода имеются более подробная характеристика состава и динамики выбросов [7], а также описание техногенной трансформации экосистем в градиенте загрязнения [8].

Ключевые участки были расположены в западном направлении от СУМЗа (против направления господствующих ветров) в импактной (1 км от завода), буферной (4 км) и фоновой (30 км) зонах загрязнения в пониженных элементах рельефа на вторичных суходольных лугах, сформировавшихся на лесных полянах размером около 5000 м² в результате вырубki леса около 60 лет назад. Флористический состав луговой растительности сильно различается в разных зонах нагрузки, что связано с исчезновением чувствительных видов разнотравья и замещением их злаками вблизи завода. В фоновой зоне луга разнотравные, в буферной — разнотравно-злаковые, в импактной — злаковые, с абсолютным доминированием *Agrostis capillaris* L. Более детальная характеристика травостоя была приведена ранее [6]. На момент проведения исследований выпас скота и сенокос на всех участках отсутствовали.

Материал собран в июле–августе 2012 г. в центральной части луговых участков, на удалении 10–15 м от границы леса. Сборы произведены на постоянных пробных площадях (ПП, по три в каждой из зон загрязнения, размером 50 × 50 м, расположены на расстоянии 100–300 м друг от друга), заложенных в 2006 г. для исследования населения беспозвоночных травостоя [6].

Луговые растения собирали вручную; для анализа отбирали надземные части растений целиком (т.е. стебли и листовые пластинки). Из-за сильной деградации травостоя на лугах импактной зоны представлены всего три вида — *A. capillaris*, *Deschampsia cespitosa* Beauv. и *Lychnis flos-cuculi* L. Эти виды отбирали во всех зонах. В дополнение к ним в фоновой и буферной зонах было собрано по 10 доминирующих в них видов растений (см. табл. 1). С каждой ПП изымали по три особи растений каждого вида. Каждую особь делили на две части: одну тщательно отмывали в слабом растворе ПАВ (использован 0.5%-ный раствор моющего средства “Faigy” согласно [9]), другую сушили без обработки. Таким образом, в каждой из зон загрязнения было отобрано по 3 особи × 3 ПП = 9 особей каждого вида (всего 522 пробы). Растения сушили в сушильном шка-

фу в течение суток при температуре 80°C, после чего озоляли в 70%-ной азотной кислоте в тефлоновых стаканах в печи для микроволнового разложения MWS-2 (Berghof, Германия). Содержание тяжелых металлов (Cu, Zn, Cd и Pb) оценивали методом атомно-абсорбционной спектроскопии на приборе AAS 6 (Analytik Jena, Германия). Химические анализы выполнены в лаборатории экотоксикологии популяций и сообществ (ИЭРиЖ УрО РАН), аккредитованной на техническую компетентность (аттестат РОСС.RU0001.515630).

Рассчитывали стандартные описательные статистики (среднее ± стандартная ошибка); учетной единицей считали особь растения. Различия между необработанной и отмытой частями оценивали при помощи однофакторного дисперсионного анализа с повторными измерениями (отдельно для каждого вида в каждой из зон загрязнения, $n = 9$). Ожидаемую частоту ложных отклонений (FDR) контролировали с помощью поправки Беньямини–Йекутили. Влияние видовой принадлежности и зоны загрязнения оценивали с помощью двухфакторного дисперсионного анализа по двум взаимодополняющим схемам: в первой рассматривали три вида, обнаруженных во всех зонах загрязнения ($n = 81$); во второй — десять видов, обнаруженных только в фоновой и буферной зонах ($n = 180$). Перед проведением анализа концентрации металлов логарифмировали ($y = \ln(x)$).

Содержание металлов в растениях значительно различается между зонами загрязнения: для первой схемы анализа — $F(2;72) = 34.3–209.6$, во всех случаях $p < 0.001$, для второй — $F(1;160) = 95.3–419.6$, $p < 0.001$ (исключение — Pb: $F(1;160) = 2.8$, $p = 0.098$). Такие различия вполне ожидаемы и неоднократно были зарегистрированы вблизи других предприятий, что свидетельствует о сильно увеличенном почвенном поступлении металлов вблизи источника выбросов. Значимы и различия по содержанию металлов между видами растений: для первой схемы анализа — $F(2;72) = 17.4–595.5$, $p < 0.001$; для второй — $F(9;160) = 6.2–340.6$, $p < 0.001$, обусловленные особенностями их физиологии, анатомии и морфологии. Хорошо известно, что накопление металлов растениями связано со специфическими особенностями видов — структурой и общей площадью поверхности, наличием воска и т.д. Однако это требует специального изучения и не входит в цели данной работы. Разнообразие “стратегий накопления” металлов растениями определяет универсальность наших результатов в отношении рассматриваемого поверхностного загрязнения.

Сравнение необработанных и отмытых растений демонстрирует отсутствие статистически значимых различий для всех видов во всех зонах загрязнения: во всех случаях $p > 0.05$ (см. табл. 1). Это означает, что в необработанных растениях

Таблица 1. Концентрация тяжелых металлов (мкг/г) в доминирующих видах луговых травянистых растений на территориях с разным уровнем загрязнения

Вид	Зона загрязнения и наличие обработки					
	фоновая		буферная		импактная	
	НО	О	НО	О	НО	О
Cu						
<i>Agrostis capillaris</i>	5.1 ± 0.4	4.5 ± 0.3	3.9 ± 0.2	3.4 ± 0.4	27.1 ± 4.5	16.5 ± 1.7
<i>Calamagrostis epigeios</i>	3.6 ± 0.5	3.4 ± 0.5	6.2 ± 0.9	5.6 ± 0.4	—	—
<i>Deschampsia cespitosa</i>	3.7 ± 0.4	3.8 ± 0.3	6.9 ± 0.3	5.4 ± 0.3	24.7 ± 7.8	14.1 ± 2.2
<i>Alchemilla</i> sp.	3.7 ± 0.3	3.4 ± 0.3	9.7 ± 1.2	11.7 ± 1.5	—	—
<i>Angelica sylvestris</i>	2.5 ± 0.2	3.0 ± 0.3	11.7 ± 2.1	12.8 ± 1.3	—	—
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	3.3 ± 0.5	5.2 ± 1.9	29.3 ± 4.9	47.8 ± 13.0	93.9 ± 19.1	89.5 ± 9.4
<i>Equisetum sylvaticum</i>	2.0 ± 0.1	2.2 ± 0.2	5.8 ± 0.4	5.6 ± 0.5	—	—
<i>Filipendula ulmaria</i>	4.4 ± 0.2	4.2 ± 0.2	12.9 ± 1.3	13.5 ± 1.5	—	—
<i>Lathyrus pratensis</i>	5.2 ± 0.2	5.8 ± 0.1	7.9 ± 0.5	8.5 ± 0.5	—	—
<i>Potentilla erecta</i>	10.8 ± 1.3	10.7 ± 1.3	15.4 ± 1.0	13.2 ± 0.7	—	—
<i>Sanguisorba officinalis</i>	5.8 ± 0.3	5.3 ± 0.2	10.8 ± 1.0	9.9 ± 0.8	—	—
<i>Succisa pratensis</i>	3.7 ± 0.3	3.8 ± 0.3	5.4 ± 0.5	5.0 ± 0.7	—	—
<i>Veratrum lobelianum</i>	5.7 ± 0.2	5.7 ± 0.4	11.8 ± 1.3	11.2 ± 1.0	—	—
Zn						
<i>Agrostis capillaris</i>	48.7 ± 3.3	47.5 ± 3.0	104.6 ± 8.7	96.9 ± 10.5	172.2 ± 15.0	157.9 ± 13.9
<i>Calamagrostis epigeios</i>	38.0 ± 6.1	39.9 ± 5.6	79.3 ± 4.6	88.4 ± 4.7	—	—
<i>Deschampsia cespitosa</i>	35.2 ± 3.7	39.8 ± 1.4	60.5 ± 6.2	67.5 ± 1.8	124.7 ± 19.7	121.9 ± 13.2
<i>Alchemilla</i> sp.	37.1 ± 3.1	45.3 ± 1.9	110.2 ± 24.2	177.2 ± 19.3	—	—
<i>Angelica sylvestris</i>	19.6 ± 0.8	24.5 ± 4.2	45.3 ± 4.9	53.4 ± 6.7	—	—
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	150.9 ± 13.2	168.1 ± 19.3	916.2 ± 77.3	979.2 ± 66.1	803.2 ± 66.8	694.3 ± 58.7
<i>Equisetum sylvaticum</i>	27.9 ± 2.3	30.1 ± 3.1	111.2 ± 15.5	91.4 ± 8.1	—	—
<i>Filipendula ulmaria</i>	159.0 ± 9.0	162.7 ± 12.1	308.0 ± 51.5	339.5 ± 52.5	—	—
<i>Lathyrus pratensis</i>	84.3 ± 6.3	116.2 ± 10.0	207.8 ± 12.7	226.5 ± 15.2	—	—
<i>Potentilla erecta</i>	63.9 ± 6.3	72.0 ± 9.0	146.9 ± 17.5	157.7 ± 22.2	—	—
<i>Sanguisorba officinalis</i>	81.4 ± 9.9	91.1 ± 11.2	267.5 ± 25.4	295.4 ± 32.0	—	—
<i>Succisa pratensis</i>	13.5 ± 1.0	14.7 ± 0.9	104.9 ± 76.0	21.6 ± 3.5	—	—
<i>Veratrum lobelianum</i>	11.2 ± 0.4	12.9 ± 1.6	30.5 ± 7.4	25.8 ± 2.5	—	—
Cd						
<i>Agrostis capillaris</i>	0.25 ± 0.05	0.23 ± 0.04	0.83 ± 0.17	0.76 ± 0.13	2.2 ± 0.3	2.2 ± 0.3
<i>Calamagrostis epigeios</i>	0.29 ± 0.04	0.23 ± 0.04	0.36 ± 0.06	0.22 ± 0.04	—	—
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0.20 ± 0.05	0.13 ± 0.04	0.26 ± 0.03	0.24 ± 0.04	1.1 ± 0.5	0.9 ± 0.3
<i>Alchemilla</i> sp.	0.32 ± 0.06	0.39 ± 0.07	1.47 ± 0.41	2.43 ± 0.43	—	—
<i>Angelica sylvestris</i>	0.16 ± 0.07	0.28 ± 0.09	0.20 ± 0.03	0.18 ± 0.04	—	—
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	1.28 ± 0.32	1.94 ± 0.57	5.33 ± 0.84	10.89 ± 4.15	20.2 ± 3.0	17.2 ± 1.4
<i>Equisetum sylvaticum</i>	0.21 ± 0.03	0.23 ± 0.04	0.82 ± 0.07	0.74 ± 0.11	—	—
<i>Filipendula ulmaria</i>	0.97 ± 0.17	0.97 ± 0.13	1.97 ± 0.47	2.06 ± 0.43	—	—
<i>Lathyrus pratensis</i>	0.13 ± 0.04	0.23 ± 0.05	0.25 ± 0.05	0.43 ± 0.13	—	—
<i>Potentilla erecta</i>	0.42 ± 0.07	0.44 ± 0.05	2.50 ± 0.26	2.74 ± 0.26	—	—
<i>Sanguisorba officinalis</i>	0.21 ± 0.04	0.16 ± 0.03	0.32 ± 0.07	0.42 ± 0.16	—	—
<i>Succisa pratensis</i>	0.16 ± 0.03	0.14 ± 0.04	0.78 ± 0.33	0.27 ± 0.04	—	—
<i>Veratrum lobelianum</i>	0.14 ± 0.01	0.15 ± 0.02	0.50 ± 0.09	0.54 ± 0.09	—	—
Pb						
<i>Agrostis capillaris</i>	2.0 ± 0.2	2.5 ± 0.3	1.6 ± 0.2	1.9 ± 0.3	12.5 ± 2.8	9.0 ± 1.8
<i>Calamagrostis epigeios</i>	3.9 ± 1.0	1.7 ± 0.3	2.8 ± 0.5	2.5 ± 0.6	—	—
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1.4 ± 0.3	1.5 ± 0.3	1.7 ± 0.5	1.5 ± 0.4	9.2 ± 4.0	4.7 ± 1.5
<i>Alchemilla</i> sp.	3.8 ± 0.8	2.3 ± 0.5	2.6 ± 0.5	3.5 ± 0.9	—	—
<i>Angelica sylvestris</i>	3.0 ± 1.0	2.1 ± 0.5	2.3 ± 0.4	2.1 ± 0.4	—	—
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	3.8 ± 0.9	1.8 ± 0.6	7.5 ± 1.8	12.8 ± 5.0	25.1 ± 14.5	14.2 ± 3.6
<i>Equisetum sylvaticum</i>	1.3 ± 0.2	1.3 ± 0.2	2.3 ± 0.5	2.5 ± 0.6	—	—
<i>Filipendula ulmaria</i>	2.4 ± 0.3	2.3 ± 0.4	2.3 ± 0.3	2.0 ± 0.4	—	—
<i>Lathyrus pratensis</i>	1.5 ± 0.3	1.9 ± 0.3	1.5 ± 0.3	1.9 ± 0.4	—	—
<i>Potentilla erecta</i>	2.9 ± 0.4	3.5 ± 0.4	4.0 ± 0.7	4.3 ± 0.8	—	—
<i>Sanguisorba officinalis</i>	2.9 ± 0.4	2.5 ± 0.2	2.9 ± 0.5	2.7 ± 0.3	—	—
<i>Succisa pratensis</i>	2.0 ± 0.3	1.6 ± 0.3	2.3 ± 0.3	2.2 ± 0.4	—	—
<i>Veratrum lobelianum</i>	2.4 ± 0.4	2.4 ± 0.3	3.4 ± 0.2	3.2 ± 0.3	—	—

Примечание. Приведено среднее ± стандартная ошибка, учетная единица — проба, $n = 9$. Прочерк означает отсутствие вида. При сравнении необработанных (НО) и отмытых (О) растений в каждой из зон загрязнения во всех случаях $p > 0.05$.

содержание тяжелых металлов соответствует их почвенному поступлению. Причиной может быть отсутствие загрязнения поверхности растений металлосодержащими пылевыми частицами.

Наиболее корректный способ оценки изменения поверхностного поступления металлов в растения — сравнение данных, полученных для периода как высоких, так и низких выбросов. К сожалению, мы не располагаем данными периода высоких выбросов СУМЗа. Для других активных источников загрязнения сходного профиля описано сильное загрязнение поверхности растений металлосодержащей пылью. Так, у растений вблизи Pb—Zn плавильного завода в Англии поверхностное поступление Cd составляло до 28% от общего содержания, Zn — до 45%, Pb — до 85% [10]. На поверхности листьев лещины наиболее загрязненных участков вблизи шахтно-металлургического комплекса в Сербии содержание Cu составляло до 57% от общего, Zn — до 56%, Pb — до 73% [11]. В импактной зоне Ni—Cu плавильного завода “Североникель” до 90% Cu от общего содержания в наземных частях проростков березы поступало через поверхность растений [9]. Для “Североникеля” известен объем выбросов металлосодержащей пыли, сопоставимый с СУМЗ в период высоких выбросов (в начале 1990-х гг. — до 15 тыс. т/год [9] и 16 тыс. т/год [7] соответственно). Это позволяет нам провести аналогию и предположить значительное поверхностное загрязнение растений в импактной зоне СУМЗа.

Таким образом, отсутствие различий между необработанными и отмытыми растениями в импактной зоне СУМЗа после снижения выбросов должно быть обусловлено именно отсутствием поверхностного загрязнения. Данный вывод согласуется с отмеченным в импактной зоне СУМЗа значительным снижением концентраций тяжелых металлов (в 2–42 раза) в необработанных листьях березы в 2014 г. (после прекращения выбросов) по сравнению с 2008 г. [12]. Е.А. Бельская предположила, что снижение связано именно с уменьшением содержания атмосферной пыли, поскольку в почве сохраняются высокие концентрации металлов [7]. Сходная ситуация описана для комбината “Североникель”: сокращение атмосферных выбросов (в 5–8 раз) привело к значительному (в 2–16 раз) снижению содержания тяжелых металлов в хвое ели [13] и сосны [13, 14], а также в листьях ряда кустарничков [14]. Учитывая отсутствие снижения содержания металлов в верхних почвенных горизонтах [14], причиной изменений авторы считают уменьшение атмосферных выбросов металлосодержащей пыли.

Несмотря на отсутствие значимых различий, в необработанных растениях *A. capillaris* и *D. cespitosa* в импактной зоне содержание Cu несколько больше, чем в отмытых (в 1.6 и 1.8 раза соответ-

ственно, см. табл. 1). Причиной этого вряд ли могут быть атмосферные выбросы СУМЗа, поскольку доля Cu в них в 2012 г. была крайне мала (всего 0.03%, 0.8 т/год). При наличии атмосферного поступления металлов на поверхности растений можно было бы ожидать повышенное содержание Zn, составлявшего большую по сравнению с Cu долю в выбросах (3.9%, 118 т/год) [7]. С другой стороны, в подстилке и гумусовом горизонте почв импактной зоны именно количество Cu значительно (на два порядка) превосходит остальные металлы [7]. Логично предположить, что причиной этого может быть вторичное загрязнение поверхности злаков частицами почвы из-за ветрового переноса. Для разреженных вследствие техногенного воздействия экосистем характерно как наличие открытых пространств «пылящей» почвы [15], так и значительное увеличение скорости ветра [16].

В качестве альтернативного объяснения сходства содержания металлов в необработанных и отмытых растениях можно предположить, что смыть пылевые частицы не удалось из-за неправильно выбранного способа отмывки. В большинстве случаев для обработки растений рекомендована бидистиллированная вода как эффективный и безопасный растворитель [2]. Ее использование, однако, может быть ограничено особенностями исследуемых видов растений и свойствами поллютантов, как это показано для Cu, Zn, Cd и Pb [17, 18]. Для наилучшей очистки биологического материала от загрязнителей любого типа, как правило, рекомендуют применение слабых растворов поверхностно-активных веществ (ПАВ) [19]. Использование ПАВ позволяет удалять 35 [9] — 42% [20] Cu, 45 [10] — 75% Zn [20], 28% Cd и 85% Pb [10], оседающих на поверхности растений при интенсивном атмосферном загрязнении. Вопреки некоторым опасениям [9], использование ПАВ не приводит к вымыванию элементов из тканей листа и считается корректным для оценки доли наружного загрязнения [19, 21]. Как следствие, сходство концентраций металлов в необработанных и отмытых растениях может быть объяснено только отсутствием поверхностного загрязнения.

Таким образом, после сильного снижения атмосферных выбросов, несмотря на возможность вторичного загрязнения, на поверхности травянистых растений содержание металлов не повысилось. Этот результат получен впервые для луговых экосистем в условиях снижения атмосферных выбросов и чрезвычайно важен для оценки вклада растений в движение тяжелых металлов по трофическим цепям, а также как основа для анализа восстановительных процессов в населении беспозвоночных травостоя в период снижения выбросов. Исчезновение поверхностного загрязнения означает снижение суммарного количества

металлов, поставляемого растениями в пищевые цепи. Кроме того, можно ожидать, что элиминация данного компонента загрязнения, несмотря на сохраняющиеся высокие концентрации металлов в почве и растениях, окажет быстрый положительный эффект на беспозвоночных-фитофагов загрязненных территорий, в первую очередь на фитофагов с ротовым аппаратом грызущего типа.

Работа выполнена в рамках государственного задания Института экологии растений и животных УрО РАН. Автор признателен П.В. Кондраткову — за сбор растительного материала, А.В. Шепеткину — за измерение концентраций металлов, Д.В. Нестерковой, Е.Л. Воробейчику, Ю.А. Давыдовой — за обсуждение и комментарии к тексту рукописи.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Dudka S., Adriano D.* Environmental impacts of metal ore mining and processing: a review // *J. of Environmental Quality*. 1997. V. 26. № 3. P. 590–602.
2. *Rossini Oliva S., Raitio H.* Review of cleaning techniques and their effects on the chemical composition of foliar samples // *Boreal Environment Research*. 2003. V. 8. № 3. P. 263–272.
3. *Pacyna J.M., Pacyna E.G., Aas W.* Changes of emissions and atmospheric deposition of mercury, lead, and cadmium // *Atmospheric Environment*. 2009. V. 43. № 1. P. 117–127.
4. *Shahid M., Dumat C., Khalid S.* et al. Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake // *J. of Hazardous Materials*. 2017. V. 325. P. 36–58.
5. *Burkhardt J.* Hygroscopic particles on leaves: nutrients or desiccants? // *Ecological Monographs*. 2010. V. 80. № 3. P. 369–399.
6. *Нестерков А.В., Воробейчик Е.Л.* Изменение структуры населения беспозвоночных-хортобионтов под действием выбросов медеплавильного завода // *Экология*. 2009. № 4. С. 303–313. [*Nesterkov A.V., Vorobeichik E.L.* Changes in the structure of chortobiont invertebrate community exposed to emissions from a copper smelter // *Rus. J. of Ecology*. 2009. V. 40. № 4. P. 286–296.]
7. *Воробейчик Е.Л., Кайгородова С.Ю.* Многолетняя динамика содержания тяжелых металлов в верхних горизонтах почв в районе воздействия медеплавильного завода в период снижения его выбросов // *Почвоведение*. 2017. № 8. С. 1009–1024.
8. *Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г.* Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локал. уровень). Екатеринбург: Наука, 1994. 280 с.
9. *Kozlov M.V., Haukioja E., Bakhtiarov A.V.* et al. Root versus canopy uptake of heavy metals by birch in an industrially polluted area: contrasting behaviour of nickel and copper // *Environmental Pollution*. 2000. V. 107. P. 413–420.
10. *Little P.* A study of heavy metal contamination of leaf surfaces // *Environmental Pollution*. 1973. V. 5. № 3. P. 159–172.
11. *Radojevic A.A., Serbula S.M., Kalinovic T.S.* et al. Metal/metalloid content in plant parts and soils of *Corylus* spp. influenced by mining-metallurgical production of copper // *Environmental Science and Pollution Research*. 2017. V. 24. № 11. P. 10326–10340.
12. *Бельская Е.А.* Динамика трофической активности филлофагов березы в период снижения атмосферных выбросов медеплавильного завода // *Экология*. 2018. № 1. С. 74–80. [*Belskaya E.* Dynamics of trophic activity of leaf-eating insects on birch during reduction of emissions from the Middle Ural Copper Smelter // *Rus. J. of Ecology*. 2018. V. 49. № 1. P. 87–92.]
13. *Сухарева Т.А., Лукина Н.В.* Минеральный состав ассимилирующих органов хвойных деревьев после снижения уровня атмосферного загрязнения на Кольском полуострове // *Экология*. 2014. № 2. С. 97–104. [*Sukhareva T.A., Lukina N.V.* Mineral composition of assimilative organs of conifers after reduction of atmospheric pollution in the Kola Peninsula // *Rus. J. of Ecology*. 2014. V. 45. № 2. P. 95–102.]
14. *Лянгузова И.В.* Динамические тренды содержания тяжелых металлов в растениях и почвах при разном режиме аэротехногенной нагрузки // *Экология*. 2017. № 4. С. 250–260. [*Lyanguzova I.V.* Dynamic trends of heavy metal contents in plants and soil under different industrial air pollution regimes // *Rus. J. of Ecology*. 2017. V. 48. № 4. P. 311–320.]
15. *Kozlov M.V., Zvereva E.* Industrial barrens: extreme habitats created by non-ferrous metallurgy // *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. 2007. V. 6. P. 231–259.
16. *Kozlov M.V.* Changes in wind regime around a nickel-copper smelter at Monchegorsk, northwestern Russia // *International J. of Biometeorology*. 2002. V. 46. P. 76–80.
17. *Rossini Oliva S., Valdes B.* Influence of washing on metal concentrations in leaf tissue // *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 2004. V. 35. № 11–12. P. 1543–1552.
18. *Ataabadi M., Hoodaji M., Najafi P.* Assessment of washing procedure for determination some of airborne metal concentrations // *African J. of Biotechnology*. 2012. V. 11. № 19. P. 4391–4395.
19. *Markert B.* Sample preparation (cleaning, drying, homogenization) for trace element analysis in plant matrices // *Science of the Total Environment*. 1995. V. 176. № 1–3. P. 45–61.
20. *Porter J.* Evaluation of washing procedures for pollution analysis of *Ailanthus altissima* leaves // *Environmental Pollution*. Ser. B Chemical and Physical. 1986. V. 12. № 3. P. 195–202.
21. *Elias C., Fernandes E.A.N., Franca E.J.* et al. Relevance of leaf surface contamination for assessing chemical composition of bromeliads in a restinga forest // *J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2008. V. 278. № 2. P. 435–439.