

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ЛИСТЬЯХ БЕРЕЗЫ В ПЕРИОД СОКРАЩЕНИЯ ВЫБРОСОВ КРУПНОГО МЕДЕПЛАВИЛЬНОГО ЗАВОДА

© 2023 г. Е. А. Бельская^а,*, Г. А. Замшина^а

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

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

Поступила в редакцию 10.05.2023 г.

После доработки 28.06.2023 г.

Принята к публикации 07.08.2023 г.

Проанализированы концентрации тяжелых металлов Cu, Zn, Cd и Pb в листьях *Betula pubescens* на 10 участках вдоль градиента загрязнения выбросами Среднеуральского медеплавильного завода. Исследования проведены в период умеренных выбросов (2009 г.) и после их сокращения до минимума (2019 г.). Образцы листьев собраны в начале и конце лета. Сильная отрицательная корреляция с расстоянием до завода отмечена у Cu и Cd. Межгодовые различия наиболее выражены у Pb, концентрация которого существенно снизилась в 2019 г. на ближайших к заводу участках по сравнению с 2009 г. В годы исследования концентрации металлов в листьях увеличивались к концу периода вегетации.

Ключевые слова: Cu, Zn, Cd, Pb, *Betula pubescens*, сезонное и межгодовое варьирование, экологический мониторинг

DOI: 10.31857/S0367059723060112, **EDN:** VCNTDF

Концентрации тяжелых металлов (ТМ) в хвое и листьях древесных растений часто используют для определения качества воздуха при атмосферном загрязнении [1–5]. К настоящему времени известно много работ по динамике накопления металлов, удерживанию и поглощению их листьями, поступлению металлов из почвы, разделению поверхностного и внутреннего загрязнения в растении [6–9]. Одним из лучших биоиндикаторов загрязнения ТМ признана береза [10–12]. Данные о химическом составе листьев березы важны не только для экологического мониторинга, они могут быть использованы в экотоксикологических исследованиях для оценки воздействия на объекты более высоких трофических уровней. Концентрации ТМ в листьях кормового растения использованы многими авторами в качестве меры токсической нагрузки на насекомых-филлофагов [13–18]. Главный путь поступления токсикантов в организм животных – алиментарный [19]. Таким образом, токсическая нагрузка на насекомых, питающихся листьями растений, определяется содержанием поллютантов в этих листьях. Высокая вариабельность концентраций ТМ в листьях [10, 20, 21] требует учета источников изменчивости (объем выбросов, количество осадков, скорость ветра, индивидуальные особенности растения, дата отбора образца) [10, 11, 21].

Настоящая работа – продолжение многолетних исследований изменения токсической нагрузки на фитофагов березы в окрестностях Среднеуральского медеплавильного завода (СУМЗ) [16–18, 22]. Токсическую нагрузку мы рассматриваем как уровень загрязнения тяжелыми металлами пищевых объектов филлофагов. Цель работы – проанализировать изменение концентраций тяжелых металлов в листьях березы в градиенте загрязнения на примере двух лет с разным объемом промышленных выбросов, а также в начале и конце периода вегетации. Ранее мы показали [22], что сокращение промышленных выбросов сопровождается снижением концентраций ТМ в листьях березы на участке лиственного леса вблизи завода. В отличие от предыдущего исследования нами выбран хвойный биотоп. Использование 10 участков позволило более детально проанализировать изменение концентраций металлов в градиенте загрязнения.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Среднеуральский медеплавильный завод (СУМЗ) – одно из крупнейших предприятий цветной металлургии в России, действует с 1940 г., выбрасывая в атмосферу оксиды серы, азота и полиметаллическую пыль, содержащую Cu, Zn, Pb, Cd и др. Объем выбросов предприятия, достигавший в 1980-х годах 225 тыс. т/год, сокращался вплоть

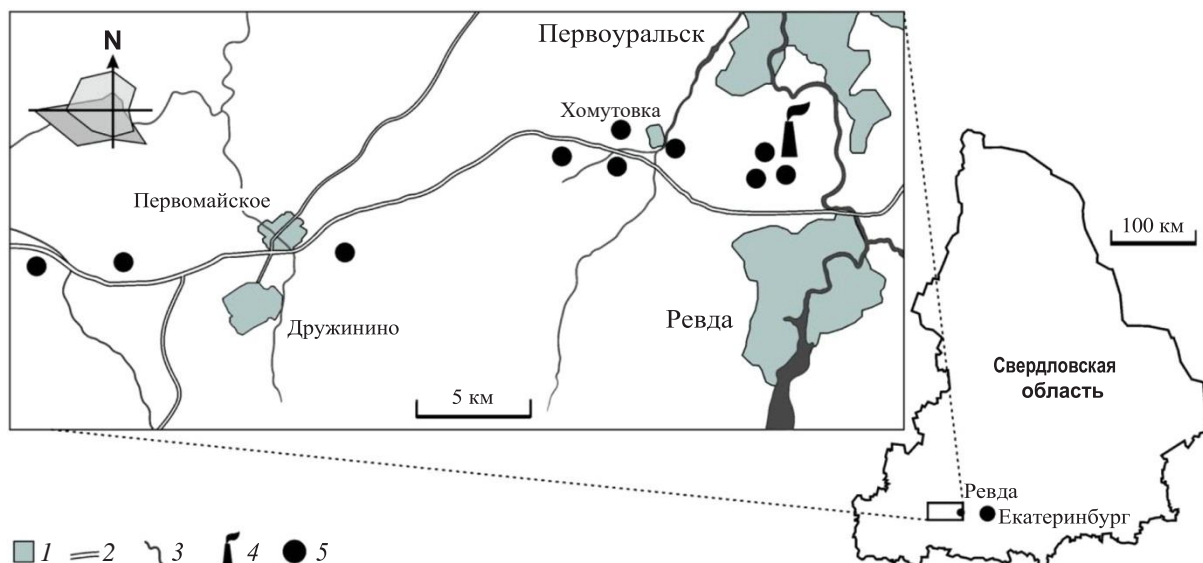


Рис. 1. Расположение исследуемых участков в градиенте загрязнения выбросами СУМЗа: 1 – населенные пункты; 2 – автодороги; 3 – водоемы; 4 – источник загрязнения; 5 – исследуемые участки.

до 2010 г. [23] и в дальнейшем стабилизировался на уровне около 3–4 тыс. т/год [24]. Исследование было начато в 2009 г. с объемом выбросов 24.1 тыс. т/год и продолжено в 2019 г. (3.6 тыс. т/год).

Для характеристики погодных условий использовали сумму осадков и скорость ветра, учитывая их влияние на концентрации ТМ в листьях [10, 21]. В мае–июне 2009 г. выпало суммарно 78.1 мм осадков, в июле–августе – 214.9 мм. Начало периода вегетации в 2019 г. было более дождливым (90.1 мм), тогда как с июля по август, напротив, выпало меньше осадков (180.6 мм). Скорость ветра во время учетов была небольшой на всех участках градиента и составляла 1–3 балла, или 3.4–5.2 м/с по шкале Бофорта.

Концентрации ТМ (Cu, Zn, Cd, Pb) в листьях березы оценивали на 10 стационарных участках на удалении 1, 2, 3, 4, 6, 7, 10, 20, 29 и 33 км от завода (рис. 1). Участки в 2–33 км от завода расположены в массивах хвойного леса с преобладанием пихты и ели, на удалении 1 км коренной хвойный биотоп замещен вторичным березовым лесом с примесью сосны.

Образцы листьев собирали дважды за сезон – в начале вегетации через 10–15 дней после завершения распускания (середина июня) и в конце вегетации незадолго до начала листопада (середина августа). На каждом участке выбирали 5 взрослых учетных деревьев *B. pubescens* на расстоянии не менее 100 м друг от друга. Деревья не маркировали, поэтому учеты в пределах каждого года и в разные годы проводили на разных деревьях.

С учетных деревьев срезали по одной ветви на высоте 1.5–2 м и помещали в чистый полиэтиле-

новый пакет. В лаборатории с укороченных побегов каждой ветви отбирали по 10 листьев, удаляли черешки и сушили, не отмывая, при температуре 60°C. Листья с одного дерева составляли одну пробу. Пробы (около 0.1 г воздушно-сухой массы, точность взвешивания 0.0001 г) озоляли в смеси 7 мл концентрированной HNO_3 и 1 мл деионизированной H_2O в тefлоновых стаканах в системе для микроволнового разложения MWS-2 (Berghof, Германия). Концентрации ТМ измеряли на атомно-абсорбционном спектрометре AAS 6 vario (Analytik Jena, Германия). В качестве стандарта использовали аттестованный образец листьев березы ЛБ-1 (ГСО 8923-2007). Степень извлечения для Cu, Zn, Cd и Pb составила соответственно 91.9 ± 13.3 , 100.4 ± 4.5 , 76.9 ± 47.1 и $90.7 \pm 17.0\%$. Хотя абсолютные концентрации Cd необходимо интерпретировать с осторожностью ввиду высокой аналитической погрешности, тем не менее это не мешает сравнивать участки, расположенные на разном удалении от СУМЗа.

Корреляцию концентраций ТМ (средние значения на участке) с расстоянием от источника выбросов рассчитали с использованием коэффициента ранговой корреляции Спирмена. Различия концентраций металлов между участками, годами учета и периодами вегетации, включая их взаимодействия, анализировали с помощью 3-факторного ANOVA. Контроль частоты ложных отклонений (FDR) для проверки множественных гипотез выполняли с помощью поправки Бенджамини-Йекутили. В анализе использовали логарифмированные (по основанию 10) концентрации металлов. Парные сравнения выполнены по Тьюки. Статистический анализ проведен в ПО

Таблица 1. Результаты дисперсионного анализа зависимости концентраций тяжелых металлов в листьях березы от года учета, периода вегетации и участка в градиенте загрязнения СУМЗа

Металл	Источник изменчивости							R_{adj}^2
	участок	год	период	год × период	год × × участок	период × × участок	год × период × × участок	
Cu	<u>110.64</u> <0.001	<u>1.43</u> 0.651	<u>269.54</u> <0.001	<u>2.17</u> 0.395	<u>6.16</u> <0.001	<u>18.00</u> <0.001	<u>4.08</u> 0.001	0.883*
Zn	<u>19.98</u> <0.001	<u>0.03</u> 1	<u>34.01</u> <0.001	<u>4.15</u> 0.362	<u>2.45</u> 0.025	<u>2.47</u> 0.032	<u>1.09</u> 0.782	0.542*
Cd	<u>35.55</u> <0.001	<u>50.27</u> <0.001	<u>5.59</u> 0.040	<u>2.88</u> 0.382	<u>3.59</u> 0.001	<u>2.88</u> 0.015	<u>1.35</u> 0.598	0.676*
Pb	<u>5.75</u> <0.001	<u>112.51</u> <0.001	<u>42.85</u> <0.001	<u>0.08</u> 1	<u>6.63</u> <0.0001	<u>2.01</u> 0.086	<u>1.81</u> 0.190	0.571*

Примечание. Приведен F -критерий (над чертой) и достигнутый уровень значимости с поправкой на множественные сравнения (под чертой). Звездочкой обозначены значимые ($p < 0.0001$) коэффициенты детерминации моделей, включающих все факторы и взаимодействия.

Таблица 2. Коэффициент корреляции Спирмена концентраций тяжелых металлов в листьях с расстоянием до СУМЗа

Металл	2009 г.		2019 г.	
	начало вегетации	конец вегетации	начало вегетации	конец вегетации
Cu	-0.915*	-0.939*	-0.855*	-0.964*
Zn	-0.576	-0.903*	-0.345	-0.564
Cd	-0.830*	-0.927*	-0.685*	-0.733*
Pb	-0.685*	-0.927*	-0.382	-0.261

Примечание. Звездочкой обозначены значимые корреляции, $p < 0.05$.

STATISTICA (модули Nonparametrics и Advanced Linear/Nonlinear Models). Данные о погодных условиях на ближайшей метеостанции г. Ревда предоставлены Свердловским центром по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (г. Екатеринбург).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Концентрации ТМ в листьях зависели от участка (табл. 1). Как правило, максимальные значения металлов отмечены на удалении 1–3 км от завода, минимальные – в 20–33 км (рис. 2). Для Cu и Cd отмечена отрицательная корреляция с расстоянием до СУМЗа в каждый год и период вегетации, для Pb корреляция значима только в 2009 г., для Zn – только в конце лета 2009 г. (табл. 2).

Влияние года значимо для Pb и Cd, но не для Cu и Zn (см. табл. 1). Концентрации Pb существенно снижались в 2019 г. по сравнению с 2009 г. на ближайших к заводу участках, Cd – только на участках 20 и 33 км (см. рис. 2а). Различия между годами не одинаковы на разных участках, о чем

свидетельствует значимое взаимодействие “год × участок”.

Влияние периода вегетации значимо для всех металлов (см. табл. 1), но только для Cu отмечено существенное (по критерию Тьюки, $p < 0.05$) увеличение концентрации в листьях в конце периода вегетации на удалении от 1 до 7 км от завода (см. рис. 2б). Отсутствие взаимодействия между периодом вегетации и годом указывает на то, что концентрации всех металлов в течение периода вегетации менялись сходным образом в сравниваемые годы. Взаимодействие “период × участок” для Cu, Zn и Cd показывает, что в разные периоды вегетации динамика концентраций этих металлов в градиенте загрязнения различалась (см. рис. 2б).

ОБСУЖДЕНИЕ

Концентрации ТМ в листьях березы в градиенте загрязнения СУМЗа изменялись в пространстве и во времени. Известно, что содержание загрязняющих веществ в различных средах, в том числе в тканях растений, отрицательно коррели-

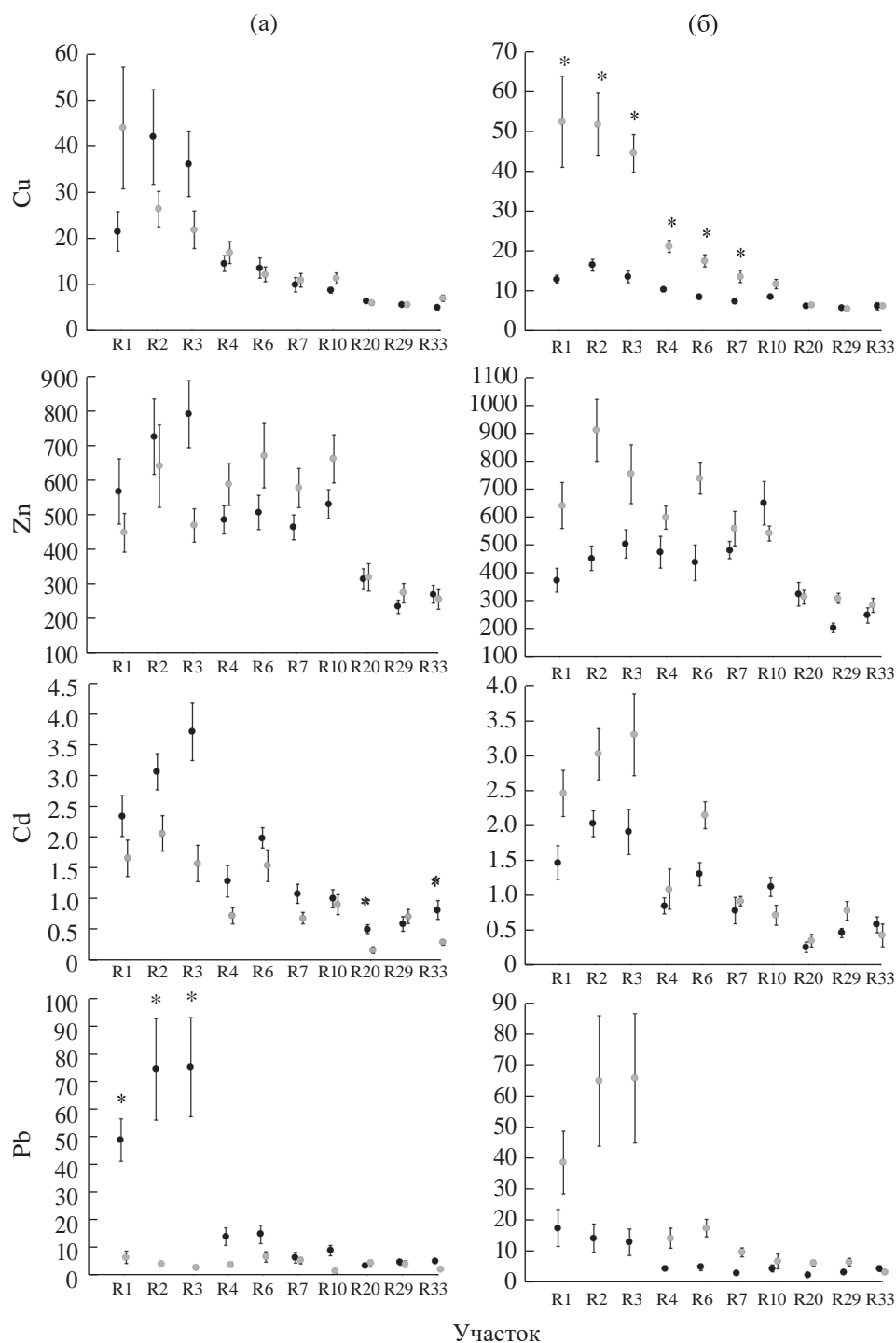


Рис. 2. Изменение концентрации тяжелых металлов (мкг/г) в листьях березы в градиенте загрязнения СУМЗа в разные годы (а) и периоды вегетации (б): черные кружки – 2009 г. и начало вегетации, серые – 2019 г. и конец вегетации, кружок – среднее значение, планки погрешностей – ошибка. Цифра в обозначении участка – удаление от завода, км. Звездочкой обозначены значимые ($p < 0.05$) различия между годами (а) и периодами (б).

рует с логарифмом расстояния до источника выбросов [14, 21]. В нашем исследовании только для Cu и Cd отмечена устойчивая тенденция к снижению концентраций в листьях березы при удале-

нии от завода. Для Pb зависимость от расстояния отмечена только в 2009 г., для Zn – в конце лета 2009 г. Отсутствие зависимости концентрации Pb в листьях от расстояния в 2019 г. объясняется сни-

жением содержания этого металла на ближайших к заводу участках в год с меньшим объемом выбросов.

Межгодовое варьирование ТМ в ассимиляционных органах растений при снижении техногенных выбросов обычно объясняют уменьшением поверхностного загрязнения [25, 26]. Именно поверхностное загрязнение определяет концентрации в листьях малоподвижного Рb [2, 27]. Доля поверхностного поступления в растения Рb довольно высока и в окрестностях предприятий металлургии составляет по разным источникам 73–85% от общего содержания (для сравнения: Cu – до 57%, Zn – 45–56%, Cd – до 28%) [6, 28]. Логично предположить, что снижение объема выбросов в первую очередь повлияет на концентрацию Рb, что мы и наблюдали в 2019 г. при 6–8-кратном по сравнению с 2009 г. сокращении выбросов. Наши предположения подтверждаются результатами других исследований в окрестностях СУМЗа. Так, А.В. Нестерков [29] интерпретировал отсутствие значимых различий в концентрациях ТМ в отмытых и неотмытых образцах луговой растительности после существенного снижения объема выбросов СУМЗа как свидетельство малого вклада поверхностного загрязнения в общее содержание ТМ в растениях.

Концентрации металлов в листьях деревьев частично определяются метеорологическими условиями года, которые влияют как на поступление металлов из почвы, так и на вымывание пылевых частиц с поверхности листа. В окрестностях медно-цинкового завода в г. Мончегорске установлено возрастание концентраций ТМ в листьях березы при увеличении количества осадков в мае и их снижение при увеличении осадков в июне [21]. Однако мы не можем объяснить снижение концентрации Рb на ближайших к СУМЗу участках в 2019 г. как результат смывания дождями пыли с поверхности листьев. Количество осадков в июле и августе 2019 г. не превышало таковое в 2009 г., поэтому данное предположение можно отклонить. Следует отклонить и предположение о возможном положительном влиянии силы ветра на концентрацию ТМ в листьях березы, отмеченное в окрестностях металлургического завода г. Мончегорска [21]. В нашем исследовании сила ветра была небольшой и сравнимой на всех участках изучаемого градиента (1–3 балла по шкале Бофорта, что соответствует 3.4–5.2 м/с). К тому же на наших участках в окрестностях СУМЗ нет оголенной почвы, что исключает загрязнение листьев ее частицами, поднимаемыми ветром. По этим причинам мы считаем, что именно сокращение выбросов привело к снижению концентрации Рb в 2019 г.

Гораздо труднее объяснить отсутствие влияния года для Cu и Zn. По литературным данным

количество этих металлов, оседающих на поверхности листьев из атмосферы, составляет около 50% общего содержания их в листьях. В то же время концентрации Cu и Zn в нашем исследовании не различались в годы с разным объемом выбросов. Аналогичные результаты получены С.Ю. Мухачевой [30], продемонстрировавшей отсутствие значимых различий концентраций Cu и Zn в корме рыжей полевки на сильно загрязненной территории вблизи СУМЗа после существенного сокращения выбросов в 2010 г. Для этих металлов большее значение имеет поступление из почвы [2, 21]. Учитывая сохраняющиеся высокие запасы ТМ в почвах вблизи СУМЗа [31], можно предположить, что поступление через корни этих металлов остается достаточно высоким и после снижения объема выбросов. Среднее содержание Cu в подстилке на наших участках вблизи СУМЗа в 2009 г. более чем в 100 раз превышало аналогичный показатель в контроле [32]. Мы не располагаем опубликованными данными о содержании ТМ в подстилке в 2019 г., однако не следует ожидать существенного снижения содержания ТМ по истечении 10 лет. Исследователи сходятся во мнении, что очищение почв от загрязнения ТМ – длительный процесс, затрагивающий не одно десятилетие и даже столетие [21, 31].

Согласно нашим данным, концентрации ТМ зависели от сроков отбора образцов. Изменение содержания ТМ в листьях деревьев в течение вегетации – хорошо известное явление [33]: установлено как повышение содержания ТМ в листьях к концу вегетации [11, 34–35], так и его снижение [36]. Увеличение в листьях березы концентраций ТМ в течение вегетации мы рассматриваем как накопление загрязнения (поверхностного и поглощенного корнями из почвы). Особенно убедительно данная закономерность продемонстрирована для Cu. Эти данные еще раз подтверждают методическую рекомендацию о синхронизации сроков отбора образцов растений для химико-го анализа в разные годы или на разных участках.

Таким образом, существенное снижение концентраций тяжелых металлов в листьях березы при удалении от завода в годы исследования как в начале, так и в конце периода вегетации наблюдали для Cu и Cd; для Рb и Zn отрицательная корреляция с расстоянием отмечена лишь в отдельные годы и сроки вегетации. Концентрации всех металлов имели тенденцию к увеличению в конце периода вегетации, но только для Cu установлено существенное увеличение загрязнения листьев в конце лета. Снижение концентрации Рb в листьях в 2019 г. по сравнению с 2009 г., вероятно, связано с сокращением объема выбросов и соответствующим уменьшением поверхностного загрязнения листьев.

Работа выполнена в рамках государственного задания Института экологии растений и животных УрО РАН и частично поддержана грантами РФФИ № 13-04-01229 и РФФИ – Академии Финляндии № 08-04-91766.

Авторы благодарят Т.Н. Орехова, выполнившего химический анализ, Е.А. Бельского и А.Н. Союзнова за помощь при проведении полевых работ, анализе материала и обсуждении рукописи.

Авторы подтверждают отсутствие конфликта интересов.

Настоящая статья не содержит участия людей или животных в качестве объектов исследования.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Everett J.L., Day C.L., Reynolds D.* Comparative survey of lead at selected sites in the British Isles in relation to air pollution // *Food Cosmet. Toxicol.* 1967. V. 5. P. 29–35.
2. *Weiss P., Offenthaler I., Öhlinger R., Wimmer J.* Higher plants as accumulative bioindicators // *Bioindicators and biomonitors, principles, concepts and applications* / Eds. Markert B.A., Breure A.M., Zechmeister H.G. Amsterdam: Elsevier, 2003. P. 465–500. [https://doi.org/10.1016/S0927-5215\(03\)80143-1](https://doi.org/10.1016/S0927-5215(03)80143-1)
3. *Tomašević M., Aničić M., Jovanović Lj.* et al. Deciduous tree leaves in trace elements biomonitoring: A contribution to methodology // *Ecol. Indicators.* 2011. V. 11. P. 1689–1695. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.017>
4. *Hoodaji M., Ataabadi M., Najafi P.* Biomonitoring of airborne heavy metal contamination // *Air pollution – monitoring, modelling, health and control* / Ed. Khare M. Rijeka: InTechOpen, 2012. P. 97–122.
5. *Есенжолова А.Ж., Панин Н.С.* Биоиндикационная способность листьев древесных и кустарниковых насаждений для оценки загрязнения среды тяжелыми металлами в зоне действия металлургического комплекса // *Экология и промышленность России.* 2013. № 7. С. 49–53.
6. *Little P.* A study of heavy metal contamination of leaf surfaces // *Environ. Pollut.* 1973. V. 5. № 3. P. 159–172. [https://doi.org/10.1016/0013-9327\(73\)90085-2](https://doi.org/10.1016/0013-9327(73)90085-2)
7. *Лицук С.Д., Акинчин А.В.* Транслокация тяжелых металлов в системе почва—растение. Белгород: Изд-во БелГСХА, 2013. 201 с.
8. *Коротеева Е.В., Веселкин Д.В., Куянцова Н.Б.* и др. Накопление тяжелых металлов в разных органах березы повислой возле Карабашского медеплавильного комбината // *Агрохимия.* 2015. № 3. С. 88–96.
9. *Медведев И.Ф., Дервягин С.С.* Тяжелые металлы в экосистемах. Саратов: Ракурс, 2017. 178 с.
10. *Kozlov M.V., Haukioja E., Bakhtiarov A.V., Stroganov D.N.* Heavy metals in birch leaves around a nickel-copper smelter at Monchegorsk, Northwestern Russia // *Environ. Pollut.* 1995. V. 90. №3. P. 291–299. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(95\)00027-0](https://doi.org/10.1016/0269-7491(95)00027-0)
11. *Ветчинникова Л.В., Кузнцова Т.Ю., Титов А.Ф.* Особенности накопления тяжелых металлов в листьях древесных растений на урбанизированных территориях в условиях севера // *Труды КарНЦ РАН.* 2013. № 3. С. 68–73.
12. *Zakrzewska M., Klimek B.* Trace element concentrations in tree leaves and lichen collected along a metal pollution gradient near Olkusz (Southern Poland) // *Bull. Hist. Chem.* 2018. V. 100. P. 245–249. <https://doi.org/10.1007/s00128-017-2219-y>
13. *Heliövaara K., Väisänen R.* Air pollution levels and abundance of forest insects // *Acidification in Finland* / Eds. Kauppi K. et al. Berlin: Springer, 1990. P. 447–467.
14. *Koricheva J., Haukioja E.* Effects of air pollution on host plant quality, individual performance, and population density of *Eriocrania* miners (Lepidoptera: Eriocraniidae) // *Environ. Entomol.* 1992. V. 21. № 6. P. 1386–1392. <https://doi.org/10.1093/ee/21.6.1386>
15. *Ruohomaki K., Kaitaniemi P., Kozlov M.* et al. Density and performance of *Epirrita autumnata* (Lepidoptera: Geometridae) along three air pollution gradients in northern Europe // *J. Appl. Ecol.* 1996. V. 33. № 4. P. 773–785. <https://doi.org/10.2307/2404947>
16. *Kozlov M.V., Zvereva E.L., Zverev V.E.* Impacts of point polluters on terrestrial biota. Berlin etc.: Springer, 2009. 466 p. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-2467-1>
17. *Бельская Е.А., Воробейчик Е.Л.* Реакция филофагов осины на выбросы Среднеуральского медеплавильного завода // *Экология.* 2013. № 2. С. 99–109. [*Belskaya E.A., Vorobeichik E.L.* Responses of leaf-eating insects feeding on aspen to emissions from the Middle Ural copper smelter // *Russ. J. Ecol.* 2013. V. 44. № 2. P. 108–117.] <https://doi.org/10.1134/S1067413613020045>
18. *Бельская Е.А., Воробейчик Е.Л.* Изменение трофической активности филофагов березы в градиенте загрязнения выбросами Среднеуральского медеплавильного завода // *Сиб. экол. журн.* 2015. № 3. С. 486–495. [*Belskaya E.A., Vorobeichik E.L.* Changes in the trophic activity of leaf-eating insects in birch along the pollution gradient near the Middle Ural copper smelter // *Contemp. Probl. Ecol.* 2015. V. 8. № 3. P. 397–404.] <https://doi.org/10.7868/S0367059713020042>
19. *Smith P.N., Cobb G.P., Godard-Codding C.* et al. Contaminant exposure in terrestrial vertebrates // *Environ. Pollut.* 2007. V. 150. P. 41–64. <https://doi.org/doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.009>
20. *Luyssaert S., Raitio H., Vervaeke P.* et al. Sampling procedure for the foliar analysis of deciduous trees // *J. Environ. Monit.* 2002. V. 4. № 6. P. 858–864. <https://doi.org/10.1039/B208404J>
21. *Kozlov M.V.* Sources of variation in concentrations of nickel and copper in mountain birch foliage near a nickel-copper smelter at Monchegorsk, north-western Russia: results of long-term monitoring // *Environ. Pollut.* 2005. V. 135. P. 91–99. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.10.005>
22. *Бельская Е.А.* Динамика трофической активности филофагов березы в период снижения атмосферных выбросов медеплавильного завода // *Экология.* 2018. № 1. С. 74–80. [*Belskaya E.A.* Dynamics of

- trophic activity of leaf-eating insects on birch during reduction of emissions from the Middle Ural copper smelter // Russ. J. Ecol. 2018. V. 49. № 1. P. 87–92.] <https://doi.org/10.7868/S0367059718010092>
23. Воробейчик Е.Л., Трубина М.Р., Хантемирова Е.В. и др. Многолетняя динамика лесной растительности в период сокращения выбросов медеплавильного завода // Экология. 2014. № 6. С. 448–458. [Vorobeichik E.L., Trubina M.R., Khantemirova E.V. et al. Long-term dynamic of forest vegetation after reduction of copper smelter emissions // Russ. J. Ecol. 2014. V. 45. № 6. P. 498–507]. <https://doi.org/10.7868/S0367059714060158>
 24. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Свердловской области (2019) [Электронный ресурс]. – URL: https://ip-ae.uran.ru/library/publications_pdf/gos_doklady (дата обращения 27.12.2022).
 25. Лянгузова И.В. Динамика содержания никеля и меди в растениях сосновых лесов Кольского полуострова в условиях аэротехногенного загрязнения // Растит. ресурсы. 2008. Т. 44. Вып. 4. С. 91–98.
 26. 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 // Russ. J. of Ecol. 2017. V. 48. № 4. P. 311–320.] <https://doi.org/10.1134/S1067413617040117>
 27. Kloke A., Sauerbeck D., Vetter H. The contamination of plants and soils with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chains // Changing metal cycles and human health / Ed. Nriagu J.O. Berlin: Springer, 1984. P. 113–141. https://doi.org/10.1007/978-3-642-69314-4_7
 28. 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 // Environ. Sci. Pollut. Res. 2017. V. 24. № 11. P. 10326–10340. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8520-9>
 29. Нестерков А.В. Поверхностное загрязнение луговых растений в период снижения атмосферных выбросов медеплавильного завода // Экология. 2019. № 4. С. 316–320. [Nesterkov A.V. Surface pollution of meadow plants during the period of reduction of atmospheric emissions from a copper smelter // Russ. J. Ecol. 2019. V. 50. № 4. P. 408–412.] <https://doi.org/10.1134/S0367059719040127>
 30. Мухачева С.В. Многолетняя динамика концентраций тяжелых металлов в корме и организме рыжей полевки (*Myodes glareolus*) в период снижения выбросов медеплавильного завода // Экология. 2017. № 6. С. 461–471. [Mukhacheva S.V. Long-term dynamics of heavy metal concentrations in the food and liver of bank voles (*Myodes glareolus*) in the period of reduction of emissions from a copper smelter // Russ. J. Ecol. 2017. V. 48. № 6. P. 559–568.] <https://doi.org/10.7868/S0367059717060087>
 31. Воробейчик Е.Л., Кайгородова С.Ю. Многолетняя динамика содержания тяжелых металлов в верхних горизонтах почв в районе воздействия медеплавильного завода в период сокращения объемов его выбросов // Почвоведение. 2017. № 8. С. 1009–1024. <https://doi.org/10.1134/S1064229317080130>
 32. Сморгалов И.А., Воробейчик Е.Л. Почвенное дыхание лесных экосистем в градиентах загрязнения среды выбросами медеплавильных заводов // Экология. 2011. № 6. С. 429–435. [Smorkalov I.A., Vorobeichik E.L. Soil respiration of forest ecosystems in gradients of environmental pollution by emissions from copper smelters // Russ. J. Ecol. 2011. V. 42. № 6, P. 464–470.] <https://doi.org/10.1134/S1067413611060166>
 33. Pulford I.D., Watson C. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—a review // Environ. Int. 2003. V. 29. P. 529–540. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00152-6](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00152-6)
 34. Riddell-Black D. Heavy metal uptake by fast growing willow species // Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges: A biological purification system / Eds.: Ansson P., Perttu K. Uppsala: Swedish Univ. of Agricultural Sci., 1994. P. 145–151.
 35. Ross S.M. Toxic metals: fate and distribution in contaminated ecosystems // Toxic metals in soil—plant systems / Ed. Ross S.M. Chichester: Wiley, 1994. P. 189–243.
 36. Ehlin P.O. Seasonal variations in metal contents of birch // Geol. Foren. Stockh. Forh. 1982. V. 104. P. 63–67. <https://doi.org/10.1080/11035898209454538>