

УДК 595.7-153.119:[502.3:504.5:669.2/.8]

ДИНАМИКА ТРОФИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ ФИЛЛОФАГОВ БЕРЕЗЫ В ПЕРИОД СНИЖЕНИЯ АТМОСФЕРНЫХ ВЫБРОСОВ МЕДЕПЛАВИЛЬНОГО ЗАВОДА

© 2018 г. Е. А. Бельская

*Институт экологии растений и животных УрО РАН, 620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202
e-mail: belskaya@ipae.uran.ru*

Поступила в редакцию 18.11.2016 г.

В 2008–2015 гг. регистрировали трофическую активность филлофагов березы на фоновом и импактном (высокий уровень загрязнения) участках в окрестностях Среднеуральского медеплавильного завода. Сокращение выбросов приводит к значительному снижению концентрации тяжелых металлов в листьях березы и уменьшению различий в доле поврежденных листьев между фоновым и импактным участками. Направленный временной тренд увеличения поврежденности листьев на импактном участке свидетельствует о восстановлении трофической активности филлофагов после снижения токсической нагрузки, а сохраняющиеся различия с фоновой территорией – о незавершенности данного процесса.

Ключевые слова: поврежденность листьев, фитофаги, беспозвоночные, насекомые, *Betula*, промышленное загрязнение, тяжелые металлы, восстановление, устойчивость, мониторинг.

DOI: 10.7868/S0367059718010092

Наблюдаемое в последние десятилетия сокращение промышленных выбросов ставит вопрос о способности природных сообществ к восстановлению после длительного токсического воздействия. Будут ли происходить какие-либо изменения и как быстро, вернется ли система в исходное состояние или останется на новом равновесном уровне? Ответы на эти вопросы, тесно связанные с понятием устойчивости, можно получить, исследуя динамику восстановления в условиях снижения промышленного загрязнения.

В ряде работ показано медленное восстановление биоты при сокращении выбросов либо остановке промышленных предприятий [1–5]. С другой стороны, есть примеры быстрого улучшения репродуктивных показателей птиц вблизи медно-никелевого комбината в Финляндии [6], увеличения разнообразия растений, видового богатства фитофагов, обилия жужелиц на загрязненных лугах после закрытия завода по производству фосфорных удобрений в Германии [7, 8].

Влияние загрязнения на филлофагов хорошо изучено [9], однако нам известна только одна работа, описывающая реакции этой группы беспозвоночных на снижение промышленных выбросов [10]. Отметим, что при подобных исследованиях важно знать не только динамику объема выбросов,

но и оценить изменение собственно токсической нагрузки на филлофагов. При снижении содержания в пищевых объектах токсикантов, напрямую воздействующих на выживаемость и плодовитость насекомых [11], вполне вероятно увеличение численности их популяций.

Из-за высокой межгодовой и пространственной вариабельности трофической активности филлофагов [12] при исследовании их реакций на снижение загрязнения необходимы многолетние наблюдения на одних и тех же участках. Окрестности Среднеуральского медеплавильного завода (СУМЗ) – удобный полигон для подобных работ в первую очередь вследствие непрерывного мониторинга состояния экосистем, проводимого на постоянных пробных площадях с 1988 г. [13]. Начатое в 2005 г. исследование трофической активности филлофагов березы на контрастных по уровню загрязнения участках к настоящему времени охватывает уже 11 лет, в том числе годы с высокими и низкими выбросами завода.

Цель работы – анализ многолетней динамики трофической активности филлофагов березы в период снижения выбросов крупного промышленного предприятия. Проверяется гипотеза о повышении трофической активности филлофагов после снижения выбросов.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Исследования проведены в окрестностях Среднеуральского медеплавильного завода (СУМЗ, г. Ревда Свердловской обл.). Предприятие действует с 1940 г. и до недавнего времени было одним из наиболее мощных источников загрязнения в России. Атмосферные выбросы содержат газообразные соединения серы, фтора и азота, а также пылевые частицы с сорбированными тяжелыми металлами (Cu, Pb, Zn, Cd, Fe, Hg и др.) и металлоидами (As). Валовые выбросы СУМЗа в 1980-е годы достигали 225 тыс. т/год. В результате модернизации производства происходило их постепенное снижение: к 1998 г. — до 71.4 тыс. т/год, к 2003 г. — до 28.3 тыс. т/год, а после 2010 г. — до 3–5 тыс. т/год [3]. Многолетнее загрязнение привело к существенной деградации природных экосистем: в непосредственной близости от завода большая часть хвойных погибла, производный осиново-березовый лес разрежен и перемежается участками злаковых лугов. Подробное описание района исследований приведено в работах [3, 14].

В районе исследования филлофаги березы представлены грызущими и сосущими насекомыми, а также галлообразующими насекомыми и клещами. Мы учитывали активность только грызущих насекомых, причем в периоды как более высоких (27.5–24.1 тыс. т/год) выбросов (2005, 2006, 2008 гг.), так и их почти полного прекращения (около 3 тыс. т/год в 2011, 2012, 2014, 2015 гг.). Обследовали одни и те же контрастные по уровню загрязнения участки осиново-березового леса (*Betula* sp. с примесью *Populus tremula* L.): фоновый (контрольный) в 27 км к западу и импактный (сильно загрязненный) в 1 км к юго-западу от СУМЗа. На первом преобладает *Betula pubescens* Ehrh., на втором — *B. pendula* Roth.

На каждом участке случайно отбирали одиночно стоящие (как правило, вдоль лесных дорог и просек), хорошо освещенные деревья основного лесного полога. В конце июля — начале августа (т.е. когда листья аккумулировали повреждения филлофагами за весну и первую половину лета) на высоте 1.5–2.0 м с каждого дерева срезали по одной ветви длиной 20–30 см (в среднем около 40 листьев). Ветви анализировали в лаборатории, определяя долю поврежденных листьев (далее — поврежденность). Повреждениями считали выедание тканей и жилок (в том числе скелетирование) и минирование листа.

В 2005, 2006 и 2008 гг. на обоих участках для анализа взяты ветви только с *B. pubescens*. Сравнение поврежденности листьев двух видов березы (по 10 деревьев каждого вида) с использованием однофакторного дисперсионного анализа показало

отсутствие значимых различий между *B. pubescens* и *B. pendula* при данном объеме выборки ($F_{1,18} = 1.81$, $p = 0.19$), поэтому в остальные годы при анализе данных оба вида объединили. Так как филлофаги предпочитают листья на ауксибластах листьям на брахибластах [15, 16], в эти же годы определяли влияние типа побега на поврежденность листьев, сравнив поврежденность, рассчитанную по всем листьям (на аукси- и брахибластах) и только по листьям на брахибластах. Различия между двумя способами расчетов были незначимы в пределах каждого года и участка, поэтому в дальнейшем поврежденность определяли по всем листьям на ветви без учета типа побега.

Сбор материала и все оценки поврежденности проведены одним учетчиком. В 2005, 2006 и 2008 гг. на каждом участке обследовали по 30 деревьев, отстоящих на 10–20 м друг от друга, в остальные годы — по 10 деревьев (в 50–150 м друг от друга). Учетные деревья в разные годы не совпадали. В период высоких выбросов проанализировано более 6700 листьев со 180 деревьев (см. [17]), низких — 7400 листьев с 80 деревьев.

Теплообеспеченность оценивали по среднедекадной температуре воздуха в период основной активности филлофагов (20 мая — 31 августа) по данным ближайшей метеостанции, расположенной в г. Ревда (www.rp5.ru). Даты начала и окончания периода активности филлофагов установлены на основании наблюдений за динамикой развертывания листьев березы в районе исследования.

Токсическую нагрузку на филлофагов определяли по содержанию тяжелых металлов в листьях. В 2008, 2011, 2012 и 2014 гг. одновременно с учетом поврежденности с тех же деревьев отбирали по 10 листьев с дерева, удаляли черешки и сушили при температуре 60 °С. Листья с одного дерева составляли одну смешанную 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 тефлоновых стаканах в системе для микроволнового разложения MWS-2 (Berghof, Германия). Концентрации металлов (Cu, Pb, Cd, Zn) измеряли на атомно-абсорбционном спектрометре AAS 6 vario (Analytik Jena, Германия).

Различия концентраций металлов между годами и участками оценивали двухфакторным дисперсионным анализом с факторами “участок” и “год” и учетом их взаимодействия. Концентрации металлов логарифмировали. При сравнении поврежденности между участками и периодами загрязнения использовали модель с фиксированными эффектами “участок” и “период”, с учетом их

взаимодействия, а также с включением ковариаты “температура”. В модель в качестве случайного эффекта включили год. Для выравнивания дисперсий долей поврежденных листьев использовали угловое преобразование Фишера. Для множественных сравнений использован критерий Тьюки. Расчеты выполнены в статистическом пакете JMP11.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Параллельно со снижением выбросов наблюдали уменьшение концентраций всех металлов в листьях на импактном участке, наиболее выраженное для токсичных элементов: концентрации свинца сократились с 2008 по 2014 г. в 41.9 раза, кадмия – в 3.1 раза (табл. 1). Концентрации биогенных элементов (медь и цинк) изменились в меньшей степени (в 1.9 и 1.6 раза соответственно). Однако содержание металлов на импактном участке почти во всех случаях значимо превышало фоновый уровень.

Межгодовая динамика поврежденности различалась между участками (см. рисунок). На фоновой территории временной тренд поврежденности листьев не выражен. Максимальное значение отмечено в наиболее теплый 2012 (94.6%), минимальное – в наиболее холодный 2014 г. (62.7%). На импактном участке доля поврежденных листьев непрерывно увеличивалась с 19.1% в 2005 г. до максимума в 2012 г. (79.9%) с последующим снижением

в 2014 и 2015 гг. Значимые различия между участками сохранялись во все годы, за исключением самого холодного 2014 г. (табл. 2). В целом поврежденность на импактном участке была ниже, чем на фоновом. Средняя поврежденность в 2011–2015 гг. по сравнению с 2005–2008 гг. увеличивалась на обоих участках, но неодинаково (на фоновом участке – в 1.1 раза, на импактном – в 1.7 раза). Соответственно различия между участками во втором периоде сократились.

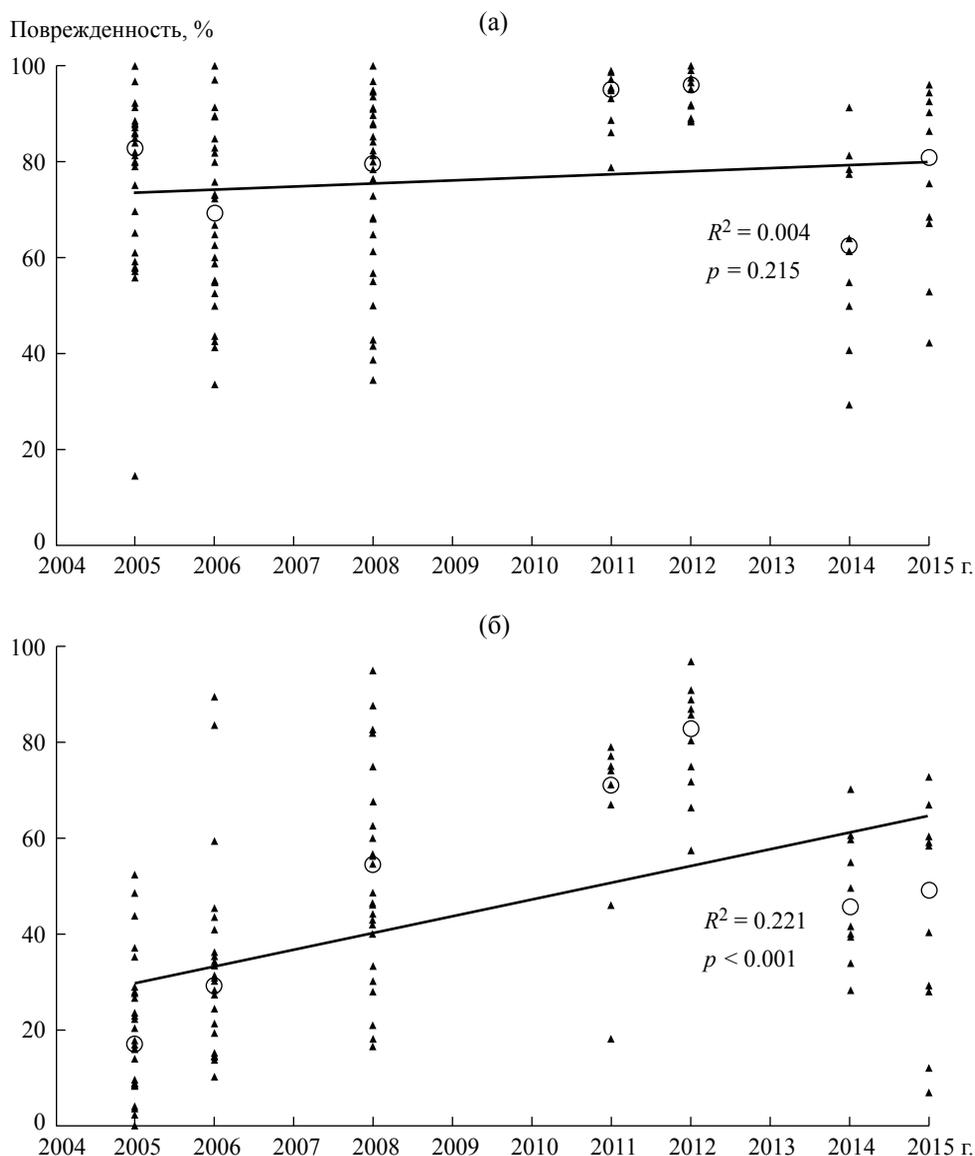
Анализ показал значимое положительное воздействие температуры на трофическую активность филофагов, выраженное в увеличении поврежденности на обоих участках (табл. 3). После учета этого воздействия значимым оказалось влияние не только участка и периода, но и их взаимодействие.

Концентрации металлов в листьях березы отражают их суммарное содержание на поверхности и внутри тканей листа. Снижение концентраций вблизи завода в первую очередь можно связать с уменьшением загрязнения поверхности листьев. Это предположение базируется на результатах И. В. Лянгузовой и О. Г. Чертова [18], которые установили, что концентрация меди в надземной части сеянцев сосны при выращивании на загрязненной почве в чистой атмосфере была на порядок ниже, чем при поступлении металла из почвы и атмосферы. По данным М. В. Козлова с соавт. [19], большая часть (80–95%) никеля и меди в листьях березы на сильно загрязненных участках связана

Таблица 1. Концентрации (мкг/г) металлов в листьях березы (валовое содержание) в разные годы и на разном удалении от завода

Элемент	Участок	Год			
		2008	2011	2012	2014
Cu	Фоновый	5.2±0.2 a	9.5±0.8 b	8.3±0.9 bc	5.7±0.2 ac
	Импактный	74.9±4.1 a	84.0±9.8 a	38.9±4.5 b	37.9±2.2 b
	<i>p</i>	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Pb	Фоновый	2.9±0.3 a	1.4±0.3 a	2.6±0.4 a	1.2±0.4 b
	Импактный	263.9±43.5 a	21.8±1.9 b	9.8±0.7 bc	6.3±1.2 c
	<i>p</i>	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Cd	Фоновый	0.7±0.0 a	0.7±0.1 a	0.3±0.1 b	0.4±0.1 a
	Импактный	5.9±0.6 a	1.4±0.2 b	1.6±0.3 b	1.9±0.3 b
	<i>p</i>	< 0.001	0.257	< 0.001	< 0.001
Zn	Фоновый	311.1±13.0 a	282.8±22.1 ab	225.8±39.6 b	230.8±15.5 ab
	Импактный	1124.7±70.9 a	770.3±57.8 a	916.5±128.2 a	699.8±56.4 a
	<i>p</i>	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001

Примечание. Приведено среднее ± ошибка; учетная единица – дерево (в 2008 г. – $n = 30$; в 2011–2014 гг. – $n = 10$). Одинаковые буквы означают отсутствие значимых различий ($p > 0.05$) между годами в пределах участка; p – значимость различий между участками (множественные сравнения по критерию Тьюки).



Поврежденность листьев березы на фоновом (а) и импактном (б) участках в период снижения выбросов СУМЗа:
 ▲ – дерево, ○ – медиана, линия – линейный тренд поврежденности.

с осаждением частиц пыли на их поверхности. Высокую долю поверхностного загрязнения в общем содержании металлов в листьях подтверждают и эксперименты с их отмывкой [20]. Снижение концентраций металлов в листьях вблизи СУМЗа может также происходить отчасти за счет сокращения их поступления из почвы в результате уменьшения ее кислотности на сильно загрязненных участках после снижения выбросов [21].

Одновременно со снижением токсической нагрузки увеличивается трофическая активность филофагов. И хотя во все годы поврежденность на импактном участке меньше по сравнению с фоновым, разница между участками сокращается. Значимое взаимодействие факторов “участок × период” свидетельствует

о различных трендах изменения поврежденности на фоновом и импактном участках. Мы не располагаем данными о поврежденности листьев до 2005 г. Вполне возможно, что отмеченные изменения могли начаться гораздо раньше, учитывая, что после 1980-х годов выбросы резко снижались не только в 2003 и 2010 гг., но и в 1991, 1998 гг. [3]. Об этом может свидетельствовать возрастание поврежденности на импактном участке уже в 2006 г. по сравнению с 2005 г., когда объем выбросов был еще относительно высок, но уже значительно ниже, чем в 1980-е или 1990-е годы.

К сожалению, работы, касающиеся динамики численности филофагов в условиях снижения загрязнения, единичны. Установлено [10], что численность двух видов листоедов, питающихся

Таблица 2. Среднедекадная температура и поврежденность (среднее \pm ошибка) листьев березы на фоновом и импактном участках березового леса в разные годы

Уровень выбросов	Год	Выбросы, тыс. т/год	T, °C	Поврежденность на участке, %	
				фоновом	импактном
Высокий	2005	27.5	16.8 \pm 1.1	76.7 \pm 3.2	19.1 \pm 2.6**
	2006	25.4	16.7 \pm 1.1	68.0 \pm 3.5	32.4 \pm 3.4**
	2008	24.1	17.4 \pm 1.5	74.2 \pm 3.5	51.8 \pm 3.6**
Низкий	2011	2.9	17.0 \pm 1.0	92.6 \pm 2.0	59.6 \pm 7.5**
	2012	3.0	19.8 \pm 1.1	94.6 \pm 1.3	79.9 \pm 3.9*
	2014	3.1	15.9 \pm 0.7	62.7 \pm 6.2	47.8 \pm 4.2
	2015	3.1	16.1 \pm 1.1	76.5 \pm 5.9	43.4 \pm 7.4*

Примечание. T – среднедекадная температура периода активности филофагов (III декада мая – III декада августа); уровень значимости различий между участками в пределах каждого года: * – $p < 0.01$, ** – $p < 0.001$.

Таблица 3. Результаты анализа различий в поврежденности листьев березы между участками и периодами с разным количеством выбросов

Источник изменчивости	Число степеней свободы	F-критерий Фишера	Достигнутый уровень значимости
Участок	1; 251	152.9	< 0.001
Период	1; 4.0	9.4	0.038
Участок \times период	1; 251	5.3	0.022
Температура	1; 5.5	16.9	0.008

на ивах, за 21 год наблюдений в окрестностях медеплавильного завода в г. Мончегорске в условиях снижения выбросов и потепления климата не увеличилась, а у двух других – даже снизилась. Авторы объяснили это повышением активности естественных врагов фитофагов. Увеличение поврежденности листьев на импактном участке в окрестностях СУМЗа отчасти свидетельствует о повышении численности филофагов. Причем при одинаковых погодных условиях поврежденность на импактном участке увеличивалась сильнее, чем на фоновом. Можно предположить, что более быстрое увеличение активности филофагов на импактном участке происходит вследствие взаимодействия температуры вегетационного периода и загрязнения. Но пока мы не встречали опубликованных данных, подтверждающих отличия в реакции филофагов на температуру при разных уровнях токсического воздействия.

Известно, что загрязнение воздействует на насекомых-фитофагов различными путями – от прямого токсического действия до опосредованного, влияя на выживаемость, плодовитость, скорость развития, взаимоотношения с естественными врагами [11]. Ранее мы подробно обсуждали

возможные причины снижения поврежденности листьев деревьев в условиях высокой токсической нагрузки [17, 22]. Наблюдаемое достаточно быстрое повышение поврежденности на импактном участке и ее приближение к фоновому уровню мы связываем в первую очередь со снижением прямого токсического действия поллютантов (SO₂ и тяжелых металлов) на филофагов. Хотя роль паразитов и хищников не оценивали, но увеличение поврежденности листьев свидетельствует по крайней мере не в пользу повышения их активности при снижении загрязнения.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Многолетние исследования в окрестностях Среднеуральского медеплавильного завода показали, что сокращение выбросов привело к снижению концентрации тяжелых металлов в листьях березы и соответственно токсической нагрузки на филофагов. В период низких выбросов (2011–2015 гг.) была выше доля поврежденных листьев как на фоновом, так и на импактном участках по сравнению с периодом относительно высоких выбросов (2005–2008 гг.). Нарастание

поврежденности на импактном участке выражено сильнее, чем на фоновом, в результате чего различия между участками сглаживаются. Такое сокращение различий между участками согласуется с предложенной гипотезой о повышении трофической активности филлофагов по мере снижения токсической нагрузки. Тем не менее восстановление активности филлофагов вблизи завода еще не закончено, о чем свидетельствуют сохраняющиеся различия между участками. Чтобы зафиксировать длительность полного восстановления, необходимы дальнейшие наблюдения.

Работа завершена при финансовой поддержке Комплексной программы УрО РАН (проект № 15-12-4-26). Автор благодарит сотрудников Института экологии растений и животных В. С. Микрюкова за консультации при анализе данных и Е. Л. Воробейчика – за критические замечания при написании рукописи.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Parmenter R.R., MacMahon J.A.* Early successional patterns of arthropod recolonization on reclaimed strip mines in southwestern Wyoming: the ground-dwelling beetle fauna (Coleoptera) // *Environ. Entomol.* 1987. V. 16. P. 168–175.
2. *Babin-Fenske J., Anand M.* Patterns of insect communities along a stress gradient following decommissioning of a Cu-Ni smelter // *Environ. Pollut.* 2011. V. 159. P. 3036–3043.
3. *Воробейчик Е.Л., Трубина М.Р., Хантемирова Е.В., Бергман И.Е.* 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., Bergman I.E.* Long-term Dynamic of Forest Vegetation after Reduction of Copper Smelter Emissions // *Rus. J. Ecol.* 2014. V. 45. № 6. P. 498–507.]
4. *Воробейчик Е.Л., Нестеркова Д.В.* Техногенная граница распространения крота в районе воздействия медеплавильного завода: смещение в период сокращения выбросов // *Экология.* 2015. № 4. С. 308–312. [*Vorobeichik E.L., Nesterkova D.V.* Technogenic Boundary of the Mole Distribution in the Region of Copper Smelter Impacts: Shift after Reduction of Emissions // *Rus. J. Ecol.* 2015. V. 46. № 4. P. 377–380.]
5. *Копцик Г.Н., Копцик С.В., Смирнова И.Е. и др.* Реакция лесных экосистем на сокращение атмосферных промышленных выбросов в Кольской Субарктике // *Журн. общ. биол.* 2016. Т. 77. № 2. С. 145–163.
6. *Eeva T., Lehikoinen E.* Recovery of breeding success in wild birds // *Nature.* 2000. V. 403. P. 851–852.
7. *Perner J., Voigt W., Bährmann R. et al.* Responses of arthropods to plant diversity: changes after pollution cessation // *Ecography.* 2003. V. 26. P. 788–800.
8. *Braun S.D., Jones T.H., Perner J.* Shifting average body size during regeneration after pollution – a case study using ground beetle assemblages // *Ecol. Entom.* 2004. V. 29. P. 543–554.
9. *Kozlov M.V., Zvereva E.L., Zverev V.E.* Impacts of point polluters on terrestrial biota. Berlin ect.: Springer, 2009. 466 p.
10. *Zvereva E.L., Hunter M.D., Zverev V.E., Kozlov M.V.* Factors affecting population dynamics of leaf beetles in a subarctic region: The interplay between climate warming and pollution decline // *Sci. Tot. Environ.* 2016. V. 566–567. P. 1277–1288.
11. *Heliövaara K., Väisänen R.* Air pollution levels and abundance of forest insects // *Acidification in Finland.* Ed. Kauppi P. Berlin et al.: Springer, 1990. P. 447–467.
12. *Богачева И.А.* Взаимоотношения насекомых-фитофагов и растений в экосистемах Субарктики. Свердловск: УрО АН СССР, 1990. 137 с.
13. *Воробейчик Е.Л.* “Грязная экология” в ИЭРиЖ // Уральская экологическая школа: веки становления и развития. Екатеринбург, 2005. С. 175–217.
14. *Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г.* Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем. Екатеринбург: Наука, 1994. 280 с.
15. *Баранчиков Ю.Н.* Экологическая неоднородность побегов древесных растений и уровень их освоения насекомыми-филлофагами // Роль взаимоотношений растений – насекомое в динамике численности лесных вредителей: Мат-лы междунар. симп. ИЮФРО/МАБ. Красноярск: Ин-т леса и древесины СО АН СССР, 1983. С. 49–72.
16. *Богачева И.А.* Избирательность повреждения насекомыми листьев определенного размера и некоторые методические последствия этого феномена // *Экология.* 2002. № 6. С. 449–454 [*Bogacheva I.A.* Size-dependent selective leaf damage by insects and some methodological implications of this phenomenon // *Rus. J. Ecol.* 2002. V. 33. № 6. P. 423–428.]
17. *Бельская Е.А., Воробейчик Е.Л.* Изменение трофической активности филлофагов березы в градиенте загрязнения выбросами Среднеуральского медеплавильного завода // *Сиб. экол. журн.* 2015. № 3. С. 486–495.
18. *Лянгузова И.В., Чертов О.Г.* Химический состав растений при атмосферном и почвенном загрязнении // *Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение.* Л., 1990. С. 75–86.

19. *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 // *Environ. Pollut.* 2000. V. 107. P. 413–420.
20. *Tomašević M., Aničić M., Jovanović L. et al.* Deciduous tree leaves in trace elements biomonitoring: A contribution to methodology // *Ecol. Indicators.* 2011. V. 11. P. 1689–1695.
21. *Воробейчик Е.Л., Кайгородова С.Ю.* Многолетняя динамика содержания тяжелых металлов в верхних горизонтах почвы в районе воздействия медеплавильного завода в период снижения его выбросов // *Почвоведение.* 2017. № 8.
22. *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 // *Rus. J. Ecol.* 2013. V. 44. № 2. P. 108–117.]