

УДК 574.4:504.054

ЭПИФИТНЫЕ ЛИХЕНОСИНУЗИИ В УСЛОВИЯХ ХИМИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ: ЗАВИСИМОСТИ ДОЗА-ЭФФЕКТ

© 1995 г. И. Н. Михайлова, Е. Л. Воробейчик

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

Поступила в редакцию 26.10.94 г.

Зависимости доза-эффект реакции эпифитных лишайносинузид южнотаежных лесов Среднего Урала на загрязнение выбросами медеплавильного завода существенно нелинейны и в большинстве случаев имеют S-образный вид. Переход между фоновым и импактным состояниями очень резкий; начинается, когда фоновый уровень загрязнения превышен в 1.5 - 2.3 раза.

Эпифитные лишайники – традиционный объект экологического мониторинга и биоиндикации химического загрязнения окружающей среды (Hawksworth, Rose, 1976; Nash, Gries, 1991; Richardson, 1992). Их высокая чувствительность к поллютантам, отмеченная еще в прошлом веке (Nylander, 1865), определяется большой продолжительностью жизни отдельного слоевища, отсутствием органов водо- и газообмена и, как следствие, малой способностью к авторегуляции и сильной зависимостью от физико-химических свойств среды (Мартин, 1987; Трасс, 1984; Nash, Gries, 1991). К настоящему времени накоплено достаточно данных о концентрациях в атмосфере некоторых наиболее распространенных токсикантов, вызывающих различные нарушения жизнедеятельности лишайников (Atlas, Scofield, 1975; Burton, 1986; Richardson, Nieboer, 1980). Часть их получена в лабораторных исследованиях, часть – в натуральных. В последнем случае уровни загрязнения, вызывающие определенные нарушения, как правило, сильно варьируют из-за различий в структуре выбросов, климатических условиях, методиках исследований и др. Например, концентрации SO_2 , вызывающие образование “лишайниковой пустыни”, по данным разных авторов, варьируют более чем на порядок величин – от 0.015 до 0.17 - 0.20 ppm (Brodie, 1972). Вследствие этого материалы об абсолютных концентрациях поллютантов имеют узко локальное значение.

Большинство лишайноиндикационных работ выполнено на территории городов и крупных промышленных агломераций, значительно меньше – в естественных местообитаниях. И если первые включают достаточно много точек опробования, что дает возможность подробно картировать территорию, то для вторых характерен общий недостаток – малая дробность представления градиента загрязнения (только “опыт”, “контроль” и несколько промежуточных площадок). Такая схема позволяет получить представление лишь об общих трендах изменений и их амплитуде. При этом многие важные проблемы остаются за рамками рас-

смотрения. Одна из них – построение зависимостей типа “доза-эффект”, в которых в качестве “дозы” рассматривались бы величины поступления токсикантов в экосистему, а “эффекта” – параметры состояния лишайносинузид. Эти зависимости нужны для понимания закономерностей реакций лишайникового покрова в ответ на стрессовые воздействия и установления пределов его устойчивости. В прикладном плане их анализ необходим для нахождения предельно допустимых антропогенных нагрузок. Важность построения зависимостей “доза-эффект”, которые были бы аналогами на уровне сообществ и экосистем дозовых кривых – базового элемента классической токсикологии, давно осознана экологами (Шварц, 1976; Федоров, 1976). Однако к настоящему времени получены лишь первые результаты по высшей растительности и ряду других компонентов лесных экосистем (Арманд и др., 1991; Воробейчик и др., 1994; Воробейчик, Хантемирова, 1994; “Комплексная экологическая оценка...”, 1992; Степанов, 1993). Примеры корректно построенных дозовых зависимостей для лишайниковых группировок нам не известны, хотя такие попытки предпринимались (Белкина, Калуцков, 1982; Горшков, 1986, 1994). Цель нашей работы – восполнить этот пробел.

РАЙОН ИССЛЕДОВАНИЙ

Исследования проведены на западном склоне Среднего Урала в подзоне южной тайги. Экспериментальный полигон расположен в районе действия Среднеуральского медеплавильного завода. К моменту выполнения работ завод функционировал около 50 лет. Основные поллютанты – SO_2 и тяжелые металлы (Cu, Pb, Cd, Zn, As и др.). Данные о характере техногенного изменения лесных экосистем и уровнях загрязнения территории приведены нами ранее (Воробейчик и др., 1994; Воробейчик, Хантемирова, 1994; Михайлова, 1993). Пробные площадки располагались в узлах регулярной сетки 20 × 5 км с шагом в 1 км в направлении, противоположном господствующим ветрам. Были представлены главным образом бе-

резняки травяные, сосняки травяные, ельники зеленомошно-кисличные и травяные на серых лесных и горно-лесных бурых почвах.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

1. На каждой пробной площади в июне 1990 г. описан эпифитный лишайниковый покров на 20 деревьях какого-либо одного вида (*Pinus silvestris*, *Betula pendula*, *Picea abies*). Учитывая специфику Среднего Урала с точки зрения лихенологии – низкое флористическое разнообразие лишайников, оказалось нецелесообразным оперировать традиционными синтетическими индексами (например, чистоты атмосферы Де Слывера–ЛеБлана, полеотолерантности Трасса) (Михайлова, 1990). Более перспективны следующие показатели, которые использованы в данной работе: общее количество видов на площади, видовая насыщенность (среднее количество видов на ствол), проективное покрытие на основании ствола и высоте 1.3 м со стороны максимального развития покрова, высота поднятия по стволу (на отрезке 0 - 180 см) доминирующего в фоновых условиях вида *Hypogymnia physodes* (как дополнительная мера обилия). Всего сделано 1300 описаний лишайносинузий на 68 пробных площадях.

2. Концентрации тяжелых металлов (Cu, Pb, Cd) измерены в верхнем (0 - 5 см) слое почвы и снеговом покрове. Элементы определены на атомно-адсорбционном спектрофотометре ААС-3 фирмы “Карл Цейс”. Для почвы использованы подвижные формы в одном среднем образце на площадку, для снега – валовое содержание в пяти индивидуальных. Снег отобран в начале марта 1990 г. (керны на всю толщину покрова). Подвижные формы экстрагированы 5%-ной HNO₃ (соотношение почва : экстрагент – 1 : 5, время экстракции – 24 ч).

3. Информация о загрязнении свернута с помощью суммарного показателя:

$$K_i = D_i / \min[D_i],$$

$$D_i = [Cu]_i / [Cu]_f + [Pb]_i / [Pb]_f + [Cd]_i / [Cd]_f,$$

где K_i – индекс загрязнения i -й площадки, $[]_i$ – концентрация элемента на i -й площадке, $[]_f$ – концентрация местного фона (в 30 км от завода). Он измеряется в условных единицах и показывает, во сколько раз превышен фоновый уровень загрязнения. Учитывая, что основная причина гибели лишайников в нашем случае – повышенное содержание в атмосфере SO₂, а тяжелые металлы лишь усугубляют его действие (Горшков, 1990; LeBlanc, Rao, 1975), данному индексу, строго говоря, нельзя придавать токсикологический смысл. Он выступает интегральным показателем дозы токсической нагрузки на экосистемы. Выбор именно тяжелых металлов определяется соображениями удобства измерения их концентраций на полигоне большой площади (в отличие от

серы они прочнее сорбируются депонирующими средами и в данных об их содержании легче выделить техногенную составляющую).

4. Дозовые зависимости аппроксимированы логистическими уравнениями, коэффициенты которых найдены численным оцениванием Марквардта (процедура реализована в пакете Statgraphics). Наибольший интерес представляют две критические точки – верхняя и нижняя, соответствующие “началу” и “концу” наиболее стремительного изменения параметра. Их координаты можно найти аналитически по анализу второй производной логистической функции. Подробнее процедура анализа дозовых зависимостей описана нами ранее (Воробейчик, 1994; Воробейчик и др., 1994).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Общая тенденция техногенной трансформации эпифитных лишайносинузий в районе исследования – уменьшение разнообразия и проективного покрытия лишайников вплоть до их полного исчезновения (Михайлова, 1993). Зарегистрированы тесные зависимости между параметрами лишайносинузий и оценками дозы токсической нагрузки (табл. 1). Наиболее высокие значения мер связи отмечены для количества видов, видовой насыщенности и покрытия на основании ствола, из форофитов – для сосны, из оценок дозы нагрузки – для расстояния до источника эмиссии. Последнее обстоятельство, вероятно, связано с различиями в характере атмосферного переноса отдельных ингредиентов выбросов. Пылевые частицы с адсорбированными на них тяжелыми металлами выпадают сравнительно близко от источника выбросов, тогда как SO₂, HF и NO_x имеют значительно больший радиус рассеивания (Василенко и др., 1985). В то же время именно газообразные поллютанты определяют основной токсический эффект для лишайников. Поэтому расстояние выступает в данном случае и более адекватным показателем дозы нагрузки. Рассматривая загрязнение депонирующих сред, можно отметить, что в целом корреляция сильнее с концентрациями тяжелых металлов в почве, чем в снеге. Поэтому в дальнейшем в качестве дополнительной оценки дозы нагрузки использованы именно первые.

Полученные результаты позволяют ранжировать показатели по их информативности, что необходимо для создания системы диагностических признаков. Чем выше разброс средних значений между градациями нагрузки и чем меньше разброс внутри градаций, тем больше информативность показателей и тем надежнее можно восстановить значения фактора по значениям признака. При таком понимании информативности (Арманд и др., 1991) ее количественной мерой может выступать F -отношение Фишера, применяемое в стандартном дисперсионном анализе, или производный от него показатель – корреляционное отношение. Ряды информативнос-

Таблица 1. Корреляционное отношение параметров лихеносинузий и различных оценок дозы нагрузки (знак определен по коэффициенту корреляции)

Оценка дозы нагрузки (в скобках – количество пробных площадей)	Параметры лихеносинузий				
	количество видов	видовая насыщенность	покрытие на основании ствола	покрытие на высоте 1.3 м	высота поднятия
Сосна (13)					
Удаление от источника	0.86**	0.91***	0.91***	0.66	0.87***
Металлы:					
в снеге	-0.77*	-0.85**	-0.78*	-0.49	-0.72
в почве	-0.81*	-0.88*	-0.90**	-0.63	-0.78
Береза (23)					
Удаление от источника	0.94***	0.95***	0.67	0.78*	0.82**
Металлы:					
в снеге	-0.57	-0.63	-0.51	-0.52	-0.66
в почве	-0.67*	-0.68*	-0.69*	-0.39	-0.41
Ель (31)					
Удаление от источника	0.79***	0.82***	0.78***	0.58	0.67**
Металлы:					
в снеге	-0.67**	-0.63*	-0.54	-0.36	-0.38
в почве	-0.65**	-0.55	-0.51	-0.32	-0.46

* $P < 0.05$.** $P < 0.01$.*** $P < 0.001$.

ти при использовании разных вариантов оценки дозы нагрузки не совпадают, что связано со статистическим, а не функциональным характером связей. Следовательно, для включения в диагностическую систему необходимо выбирать показатели, устойчиво сохраняющие высокую информативность при всех вариантах оценивания дозы. Таким показателем для всех видов форофитов оказался только один – видовая насыщенность. Для сосны и ели достаточно информативны также покрытие на основании ствола, тогда как покрытие на высоте 1.3 м во всех случаях оказалось на последнем месте.

Полученные зависимости доза–эффект можно разделить на два типа: первый – классическая S-образная кривая с хорошо выраженными верхним и нижним горизонтальными участками (рис. 1, 2а), второй – фрагмент логистической кривой, по внешнему виду напоминающей гиперболу или экспоненту (рис. 2б). В последнем случае нахождение абсцисс критических точек логистической функции (табл. 2) не имеет смысла, поскольку они лежат вне области реальных значений дозы токсической нагрузки. Кривых второго типа меньше, когда в качестве оценки дозы используется расстояние до источника выбросов, а не содержание металлов в почве. При использовании расстояния также меньше разброс точек и соответственно выше доля объясняемой уравнением дисперсии.

Наиболее чувствительные параметры (покрытие на основании сосны, количество видов на сосне и березе) начинают изменяться с удаления 14–15 км от завода, наименее (покрытие на основании ствола ели и березы) – с 6–8 км.

Основной вывод, следующий из анализа зависимостей доза–эффект, заключается в том, что

они существенно нелинейны: до определенного критического (порогового) уровня нагрузки параметры лихеносинузий стабильны и их изменчивость определяется естественной мозаичностью природных факторов; когда же критический уровень нагрузки превышен, происходит резкое изменение показателей. Последующее увеличение нагрузки уже не вызывает кардинальных изменений. Таким образом, на кривой выделяются три качественно различных участка: плавные изменения сменяются резким скачком, который затем вновь переходит в плавные изменения. Обнаруженная нелинейность неожиданна, поскольку мы имеем дело с многовидовыми комплексами: учитывая возможное замещение одних видов другими, уместно было бы предположить более плавный ход кривых для результирующих показателей. Причины нелинейности пока неясны, что определяет необходимость дополнительных исследований. Возможно, она связана с существованием в жизненном цикле лишайников звеньев, реагирующих на загрязнение альтернативно (т.е. по принципу “да–нет”) и близости порогов реагирования у разных видов. Таким звеном может быть, например, процесс производства и/или прорастания соредий.

Используя принцип пространственно-временных аналогий, зависимости доза–эффект можно интерпретировать как образ траекторий реакции эпифитных лихеносинузий на техногенную нагрузку. Отсюда следует, что рассматриваемые системы могут находиться в двух относительно стабильных состояниях – фоновом с максимальным видовым разнообразием и обилием и импактном с резко уменьшенным разнообразием и почти нулевым обилием. Переход между ними, наблюдаемый в буферной зоне, происходит очень быстро и



Рис. 1. Зависимость доза (расстояние от источника выбросов)-эффект для параметров эпифитных лишеносинузид березы: 1 – видовая насыщенность, видов на ствол; 2, 3 – покрытие на основании ствола и высоте 1.3 м (эмпирические точки не показаны).

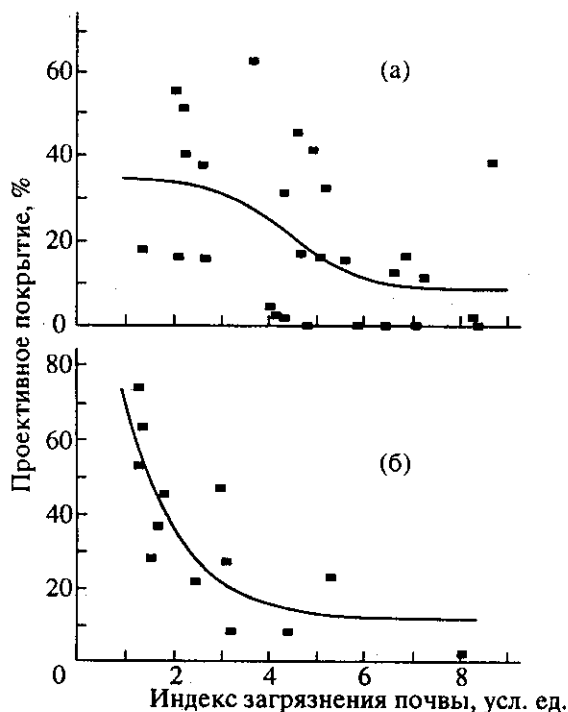


Рис. 2. Зависимость доза (металлы в почве)-эффект для проективного покрытия на основании ствола ели (а) и сосны (б).

поэтому может быть охарактеризован как неустойчивое состояние. О высокой скорости данного перехода свидетельствует то, что в большинстве случаев он очень резок: расстояние между абсциссами верхней и нижней критических точек составляет всего 0.6 - 3.0 км и только в одном случае – 6.1 км. При использовании в качестве оценки дозы содержания металлов отмеченная особенность выражена отчетливее: переход между уровнями происходит, когда после критического значения нагрузка увеличивается всего на 0.05 - 0.36 усл. ед. (только в двух случаях эти вели-

чины составляют 2.05 и 3.78). Если принять весь градиент загрязнения – от максимальных концентраций до выхода на местный фон – за 100%, то область перехода составляет всего 0.51 - 3.68% (только в двух случаях 21.06 и 38.66%).

При более детальном рассмотрении в дозовой зависимости, кроме описанного выше, можно выделить также менее выраженный переход, существующий между импактным уровнем и “абсолютным нулем” (“лишайниковой пустыней”). Однако аппроксимация данного перехода уравнением регрессии ненадежна из-за его малой амплитуды, обусловленной крайне низким обилием лишайников в импактной зоне. Поэтому в первом приближении им можно пренебречь.

Дозовые зависимости параметров эпифитных лишеносинузид по форме сходны с аналогичными кривыми для других компонентов лесных экосистем, в частности древесного и травяно-кустарничкового ярусов (Воробейчик, Хантемирова, 1994; Воробейчик и др., 1994; “Комплексная экологическая оценка...”, 1992; Степанов, 1993). Также сходны они с классическими S-образными кривыми для параметров организменного уровня. Специфика лишеносинузид по сравнению с другими компонентами проявляется в относительно большей частоте случаев редуцированных дозовых кривых (см. рис. 2б). Это может быть связано как с высокой чувствительностью лишайников к загрязнению, так и, возможно, с недостаточной репрезентативностью данных в зонах фоновых и малых нагрузок. Аналогичная трудность построения дозовых зависимостей в области малых концентраций токсиканта часто имеет место и в классической токсикологии (Носов, 1989). В тех вариантах, где удалось найти координаты верхних критических точек, оказалось, что параметры лишеносинузид начинают изменяться, когда фоновый уровень загрязнения превышен всего в 1.5 - 2.3 раза. При этом необходимо учитывать, что нижняя граница этого интервала завышена из-за того, что дозовые зависимости наиболее чувствительных показателей не выходят на плато в области малых нагрузок. Другие компоненты лесных экосистем более устойчивы: соответствующие величины, например, для травяно-кустарничкового яруса равны 2.8 - 3.3, для древостоя – 3.4 - 4.5 (Воробейчик, Хантемирова, 1994).

Однако заключение об относительной чувствительности разных параметров лишеносинузид необходимо делать с осторожностью, поскольку различна надежность определения координат критических точек (из-за неодинаковой вариабельности переменных). На уровне тенденции можно отметить, что в первую очередь начинают уменьшаться показатели видового разнообразия лишеносинузид, затем – покрытие на высоте 1.3 м, далее – покрытие на основании ствола. Различие между двумя последними параметрами, вероятно,

Таблица 2. Параметры зависимостей доза-эффект для показателей эпифитных лишайно-синузий различных форофитов

Параметр	Оценка дозы нагрузки					
	расстояние до завода, км			металлы в почве, усл. ед.		
	X_v	X_n	D	X_v	X_n	D
Сосна						
Количество видов	14.4	12.4	0.79	—	—	0.54
Видовая насыщенность	13.7	11.8	0.88	—	—	0.65
Покрытие:						
на основании ствола	15.5	12.5	0.89	—	—	0.67
на высоте 1.3 м	13.2	11.3	0.42	1.83	2.10	0.63
Высота поднятия	13.6	7.5	0.85	1.95	2.19	0.96
Ель						
Количество видов	—	—	0.62	—	—	0.51
Видовая насыщенность	—	—	0.52	2.76	6.55	0.55
Покрытие:						
на основании ствола	8.3	7.7	0.46	3.45	5.50	0.26
на высоте 1.3 м	—	—	0.26	2.17	2.26	0.52
Высота поднятия	9.5	7.6	0.42	2.79	3.14	0.36
Береза						
Количество видов	14.3	11.8	0.70	2.14	2.43	0.59
Видовая насыщенность	13.2	10.8	0.82	—	—	0.52
Покрытие:						
на основании ствола	6.1	4.9	0.63	2.26	2.31	0.25
на высоте 1.3 м	11.5	10.4	0.30	1.48	1.52	0.37
Высота поднятия	8.5	5.9	0.59	2.21	2.50	0.18

Примечание. X_v , X_n – абсциссы верхней и нижней критических точек; D – доля объясняемой логистическим уравнением дисперсии; прочерк означает ситуацию, когда логистическая кривая не выходит на плато и критические точки находятся вне области реальных значений нагрузки.

связано с меньшей уязвимостью лишайников в прикорневой части ствола, поскольку они в значительной степени экранированы от загрязнения снеговым покровом, травостоем и подлеском. Кроме того, условия у основания ствола более благоприятны для заселения и развития лишайников из-за механического разрушения коры, ее повышенной трофности и лучших микроклиматических условий (Armstrong, 1990; Kuusinen, 1994). Относительно большая устойчивость покрытия лишайникового покрова по сравнению с разнообразием, вероятно, связана с компенсаторным замещением одних видов другими, вследствие чего общее проективное покрытие до определенного уровня загрязнения остается неизменным. Аналогичные эффекты показаны, например, для травяно-кустарничкового яруса лесных фитоценозов (Степанов, 1993; Воробейчик, Хантемирова, 1994).

Наличие описанного ступенчатого характера дозовой зависимости имеет принципиальное значение для экологического нормирования и диагностики нарушений экосистем, поскольку позволяет объективизировать процесс выделения зон трансформации лишайникового покрова и определения значений допустимых нагрузок. Из характера дозовой зависимости следует, что существуют три зоны деградации: импактная, соответствующая нижнему плато кривой, буферная, на протяжении которой происходит резкое изменение значений параметров, и фоновая, соответствующая верхнему плато. Дополнительно выделяется условная зона "лишайниковой пустыни"

(только в отношении эпифитных лишайников). Более дробное зонирование территории носит субъективный характер и поэтому нецелесообразно. Абсциссу верхней критической точки можно интерпретировать как величину предельно допустимой техногенной нагрузки на эпифитные лишайно-синузии. Основываясь на принципе слабого звена в системе, ее правомерно использовать для разработки наиболее жестких экологических нормативов, которые бы защищали и другие, менее чувствительные, компоненты экосистем. Если норматив выразить как необходимую кратность снижения существующего уровня выбросов (при этом фоновая зона как бы сдвигается вплотную к границе завода), то в нашем случае он оказывается равным 4.4 - 6.8 раза (учитывая, что максимальное превышение фонового загрязнения составляет 10 раз). В данной работе мы оставляем в стороне вопросы практической реализации процедуры нормирования, являющиеся предметом отдельного исследования. Заметим только, что обычно эпифитные лишайники не включаются в систему разработки экологических нормативов (напр.: Степанов, 1993), что вряд ли можно считать оправданным, учитывая их значение как опережающих индикаторов изменений экосистемы в целом.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Использование эпифитных лишайников в прикладной экологии (при экологическом картировании территорий и мониторинге состояния экосистем) базируется на устоявшихся, почти стандарт-

ных процедурах. Казалось бы, это должно подразумевать четкое понимание закономерностей трансформаций эпифитных лишайсинузий при антропогенных нагрузках. Однако приходится констатировать отсутствие информации по многим принципиальным вопросам, в частности о характере зависимостей типа "доза-эффект". Предпринятая в настоящей работе попытка заполнения этого пробела привела к достаточно нетривиальному выводу. Оказалось, что на постепенное увеличение дозы токсической нагрузки эпифитные лишайсинузии реагируют не соответствующим постепенным изменением своих параметров, а резким переходом от фонового уровня к импактному.

Полученные результаты нельзя считать решающими в полной мере основную задачу данной работы. Это связано с рядом слабых мест в схеме эксперимента, выявившихся уже на этапе анализа материалов. В частности, из-за сильной вариабельности переменных даже такого значительного количества пробных площадей, которое мы использовали, оказалось недостаточно для представления дозовых зависимостей с желаемой точностью, особенно для участка градиента загрязнения в области фоновых и малых нагрузок. Затрудняет решение задачи и отсутствие информации о концентрациях в атмосфере газообразных поллютантов, в первую очередь SO₂. Можно ожидать, что устранение отмеченных недостатков позволит построить дозовые кривые с большей надежностью, но вряд ли изменит основные выводы работы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Арманд А.Д., Кайдакова В.В., Кушнарева Г.В., Добродеев В.Г. Определение пределов устойчивости геосистем на примере окрестностей Мончегорского металлургического комбината // Изв. АН СССР. Сер. географич. 1991. № 1. С. 93 - 104.
- Белкина О.А., Калуцков В.Н. Ландшафтные аспекты лишайиндикации загрязнения природной среды // Вестник МГУ. Сер. 5. География. 1982. № 3. С. 78 - 81.
- Василенко В.Н., Назаров Н.М., Фридман Ш.О. Мониторинг загрязнения снежного покрова. Л.: Гидрометеиздат, 1985. 180 с.
- Воробейчик Е.Л. Об анализе зависимостей типа доза - эффект для параметров надорганизменных уровней // Биота Урала. Екатеринбург, 1994. С. 14 - 16.
- Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: Наука. 1994. 280 с.
- Воробейчик Е.Л., Хантемирова Е.В. Реакция лесных фитоценозов на техногенное загрязнение: зависимость доза-эффект // Экология. 1994. № 3. С. 31 - 43.
- Горшков В.В. Влияние атмосферного загрязнения окислами серы на эпифитный лишайниковый покров североазиатских сосновых лесов // Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение. Л., 1990. С. 144 - 159.
- Горшков В.В. Изменение видового разнообразия почвенных лишайников под действием загрязнения в зависимости от давности пожара // Докл. РАН. 1994. Т. 334. № 5. С. 665 - 668.
- Комплексная экологическая оценка техногенного воздействия на экосистемы южной тайги / Под ред. А.М. Степанова. М.: ЦЕПЛ, 1992. 246 с.
- Мартин Ю.Л. Динамика лишайниковых синузий и их биогеохимическая роль в экстремальных условиях среды / Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Свердловск, 1987. 32 с.
- Михайлова И.Н. О выборе показателей для лишайиндикации промышленного загрязнения в условиях Среднего Урала // Проблемы устойчивости биологических систем. Харьков, 1990. С. 317 - 319.
- Михайлова И.Н. Возможности использования характеристик эпифитных лишайниковых группировок для индикации аэротехногенного загрязнения // Споры растений Крайнего Севера России. Сыктывкар, 1993. С. 72 - 83.
- Носов В.Н. Пороги токсического действия химических соединений и их статистическая оценка // Биологические науки. 1989. № 8. С. 105 - 111.
- Степанов А.М. Методика и техника эксперимента при определении предельно допустимых атмосферных выбросов предприятий цветной металлургии / Автореф. дис. ... докт. физ.-мат. наук. М., 1993. 50 с.
- Трасс Х.Х. Классы полевотолерантности лишайников и экологический мониторинг // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеиздат, 1984. С. 144 - 159.
- Федоров В.Д. Проблема предельно допустимых воздействий антропогенного фактора с позиций эколога // Всесторонний анализ окружающей природной среды. Л.: Гидрометеиздат, 1976. С. 192 - 211.
- Шварц С.С. Теоретические основы глобального экологического прогнозирования // Всесторонний анализ окружающей природной среды. Л.: Гидрометеиздат, 1976. С. 181 - 191.
- Armstrong R.A. Dispersal, establishment and survival of soredia and fragments of the lichen, *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. // New Phytol. 1990. V. 114. P. 239 - 245.
- Atlas R.M., Schofield E. Responses of the lichens *Peltigera aphthosa* and *Cetraria nivalis* and alga *Nostoc commune* to sulphur dioxide, natural gas, and crude oil in Arctic Alaska // Astarte. 1975. V. 8, № 2. P. 35 - 58.
- Brodo J.M. Lichens and cities // International symposium on identification and measurement of environmental pollutants. Ottawa, 1972. P. 325 - 328.
- Burton M.A.S. Biological monitoring of environmental contaminants (Plants). London: King's College London, University of London, 1986. 247 p.
- Hawksworth D.L., Rose F. Lichens as pollution monitors. London, 1976. 60 p.
- Kuusinen M. Epiphytic lichen diversity on *Salix carpea* in old-growth southern and middle boreal forests of Finland // Ann. Bot. Fenn. 1994. V. 31. № 2. P. 77 - 92.
- LeBlanc F., Rao D.N. Effects of air pollutants on lichens and bryophytes // Response of plants to air pollutants. London - New York, 1975. P. 144 - 159.
- Nash III T.H., Gries C. Lichens as indicator of air pollution // The handbook of environmental chemistry. V. 4, part C. Berlin - Heidelberg - New York: Springer-Verlag, 1991. P. 1 - 29.
- Nylander W. Les lichens du Jardin de Luxembourg // Bull. bot. France. 1865. V. 13. P. 364 - 372.
- Richardson D.H.C. Pollution monitoring with lichens // Richmond: Richmond Publishing Co. LTD, 1992. 76 p.
- Richardson D.H.C., Nieboer E. Surface binding and accumulation of metals in lichens // Cellular interactions in symbiosis and parasitism. Columbus: Ohio State University Press, 1980. P. 75 - 94.