

Сибирское отделение РАН
Государственная публичная научно-техническая библиотека
Институт экологии человека

Серия «Экология»
Издается с 1989 г.
Выпуск 80

О. А. Неверова, Н. И. Еремеева

**ОПЫТ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ БИОИНДИКАТОРОВ
В ОЦЕНКЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ
СРЕДЫ**

Аналитический обзор

Новосибирск, 2006

ББК 28.081

Неверова, О. А. Опыт использования биоиндикаторов в оценке загрязнения окружающей среды = Experience of using bioindicators to estimate the pollution of environment : аналит. обзор / О. А. Неверова, Н. И. Еремеева ; Гос. публич. науч.-техн. б-ка Сиб. отд-ния Рос. акад. наук, Ин-т экологии человека. – Новосибирск, 2006. – 88 с. – (Сер. Экология. Вып. 80).

ISBN 5-94560-100-4

Авторами проведен аналитический обзор имеющихся литературных данных об использовании биоиндикаторов (растений, насекомых, почвенных микроорганизмов) в оценке загрязнения городских и других территорий, находящихся в зоне действия техногенных выбросов. Показан опыт использования биоиндикаторов в экологическом зонировании исследуемых территорий.

Обзор будет полезен для биологов, экологов, специалистов по охране окружающей среды, а также для преподавателей и студентов вузов.

The authors reviewed the literature available on using bio-indicators (plants, insects, soil microorganisms) to estimate the pollution of urban and other territories under the influence of industrial outputs. The experience of using bio-indicators for environmental monitoring of territories under investigation is shown.

Ответственный редактор д-р биол. наук, проф. А.Н. Куприянов

Обзор подготовлен к печати д-ром пед. наук О.Л. Лаврик
канд. пед. наук Т.А. Калюжной
М.Б. Зеленской
Л.Б. Шевченко

ISBN 5-94560-100-4 © Государственная публичная научно-техническая библиотека
Сибирского отделения Российской академии наук
(ГПНТБ СО РАН), 2006

ВВЕДЕНИЕ

Обострение экологической ситуации в промышленно развитых странах и появление серьезных признаков перерастания локальных экологических кризисов в глобальный (увеличение концентрации CO_2 в атмосфере, уменьшение толщины озонового экрана и др.) в 70-е гг. заставили научные, государственные и международные организации коренным образом пересмотреть проблемы охраны природы.

Начиная с 1972 г. сформирован новый экологический подход к решению проблем охраны природы, который получил название Глобальной системы мониторинга окружающей среды. Суть этой программы заключается в сохранении, оптимизации и управлении биогеохимическими круговоротами и циклами материи и энергии в биосфере с целью поддержания устойчивости и бесконечности существования биосферы и жизни на Земле. В связи с вышеизложенным критерии качества среды должны оцениваться и рассматриваться с учетом потребностей живых организмов всех царств. Только в этом случае будут обеспечены условия для сохранения и развития жизни. Таким образом, биомониторинг является главной составной частью экологического мониторинга и мониторинга вообще /Николаевский, 1981/.

Биомониторинг как методология и система охраны природы должен включать как традиционное слежение за загрязнением окружающей среды, так и контроль состояния природных экосистем. Чистоту среды можно контролировать практически по любым видам, начиная от вирусов и микроорганизмов и заканчивая человеком, и на всех уровнях организации живой материи – от молекулярного до экосистемного. Следовательно, одним из главных и важных методов биомониторинга является биоиндикация.

При биоиндикации качества окружающей среды должны учитываться следующие основополагающие принципы:

- качество (оптимальность) условий среды должно устанавливаться для всей биоты региона по самым чувствительным видам и процессам;
- диагностическими признаками состояния экосистем должны стать наиболее чувствительные к воздействиям и поэтому информативные процессы и функции, в первую очередь на клеточном, тканевом и организменном уровнях, а также на уровне экосистем;
- регистрация изменений и нарушений у организмов и популяций должна осуществляться с помощью объективных и достаточно точных методов с использованием современных приборов;

- качество (чистоту) среды следует оценивать по долговременному действию загрязнителей (среднегодовые концентрации ингредиентов) и таким же по времени нарушениям и изменениям у биоты.

Использование методов биоиндикации для оценки качества окружающей среды имеет ряд преимуществ. Они позволяют:

- регистрировать загрязнения воздуха в 3–5 раз ниже санитарно-гигиенических предельно допустимых концентраций (ПДК);

- практически без физико-химических анализов проб воздуха или с их ограниченным количеством определять уровни загрязнения воздуха на обширных территориях;

- определять степень и опасность воздействия загрязнителей на экосистемы;

- изучать характер антропогенной дигрессии компонентов экосистем;

- выявлять относительную роль отдельных крупных источников эмиссий и экологическую опасность отдельных ингредиентов в суммарном загрязнении среды и их влияние на экосистемы;

- определять допустимые или критические нагрузки загрязнителей для биоты, разрабатывать экологические нормативы антропогенных воздействий на экосистемы;

- давать научную основу для прогноза развития экологической ситуации в регионе и для разработки мероприятий по улучшению состояния окружающей среды.

В книге систематизированы методы биоиндикации загрязнения среды с использованием растений, насекомых, почвенных микроорганизмов, а также приведены результаты экспериментальных исследований (в том числе авторов данной книги) по применению биоиндикаторов в оценке качества среды промышленных городов и других территорий с повышенной техногенной нагрузкой. Показан опыт использования биоиндикаторов для экологического зонирования исследуемых территорий.

Глава 1. НАУЧНЫЕ ОСНОВЫ БИОИНДИКАЦИИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ СРЕДЫ И СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМ

1.1. Классификация биоиндикаторов загрязнения среды

Понятие вида-индикатора применяется в настоящее время в разных значениях. Учитывая признак и цель индикации, различают следующие группы биологических индикаторов /Spellenberg, 1991, цит. по Андреев, 2002/.

Группа А. Экосистемные индикаторы.

1. Индикаторы предупреждения (*sentinels*) – чувствительные виды, в нетипичных для себя условиях быстро реагирующие на изменения.

2. Детекторы (*detectors*) – виды, обитающие в основном в типичных для себя местах и проявляющие измеримый ответ на экосистемные изменения – снижение численности, изменение поведения или возрастной структуры.

3. Ключевые индикаторы (*key indicators*) – виды и группы видов, положение которых в экосистеме предопределяет прогноз в отношении ее жизнеспособности, устойчивости и направления развития. Это, например, некоторые лесообразующие породы, некоторые симбионты, группы основных опылителей облигатно энтомофильных растений.

4. Индикаторы обширной деградации (*indicators of large degradation*) – угрожаемые виды различных категорий. Вид оказывается под угрозой, когда поддерживающая его экосистема (или тип местообитания) нарушается на обширной территории, а число угрожаемых видов растет вместе с числом таких экосистем.

Группа Б. Факторные индикаторы.

5. Индикаторы-пользователи (*exploiters*) – виды, поселяющиеся или увеличивающие присутствие при нарушении сообществ или загрязнении среды, как растения-рудералы или водные беспозвоночные, обильно развивающиеся при загрязнении.

6. Аккумуляторы (*accumulators*) – виды, накапливающие загрязнители в теле (шляпочные грибы, лишайники).

7. Индикаторы опытов (*bioassay organisms*) – виды, использующиеся в качестве лабораторных реагентов на загрязнение.

Группа С. Индикаторы здоровья.

8. Объекты измерения асимметрии – виды, используемые для оценок уровня асимметрии морфологических признаков, связанного с уровнем

воздействия комплекса неблагоприятных факторов, влияющих на фенотип и, возможно, на генотип.

9. Объекты измерения успешности роста – виды, размер (или вес) представителей которых отражает дефицит нормальных условий для развития, не связанный или мало связанный с колебаниями численности и внутривидовыми взаимодействиями.

К группе «А» относятся собственно индикаторы биологического разнообразия, а к группе «Б» – биологические индикаторы, с помощью которых оценивают какие-либо воздействия на экосистемы. Индикаторы группы «С» занимают промежуточное положение: по характеру влияния среды на виды-объекты измерения – эта группа ближе к биологическим индикаторам, однако среди этих видов есть представители 5-го типа, то есть находящиеся под угрозой.

Другую классификацию видов индикаторов, разделенных по цели индикации, приводит Ровелл /цит. по Tucker, 2000/:

I. Экологические индикаторы, обеспечивающие информацией об экологической среде по присутствию и/или численности видов и популяций.

II. Оценочные индикаторы, используемые для определения ценности территории с точки зрения охраны природы или качества местообитания, насколько с ним связана его природоохранная ценность.

III. Индикаторы исполнения, используемые для измерения того, насколько выполняются цели стратегий, планов действия и проектов.

Кроме этого, все показатели, связанные с разнообразием, разделяются на две категории: 1 – это показатели экологической политики, охраны окружающей среды и управления природопользованием. Они применимы к комплексу территорий, формирующих ландшафт или составляющих страну. Типичным примером является «индикатор природного капитала» (*Natural Capital Indicator*) – произведение доли площади страны, занимаемой природными местообитаниями, на долевую оценку их сохранности. Строго говоря, это не показатели мониторинга, так как подобные оценки меняются в течение очень долгого времени. Часто они не связаны с оценкой собственно биологического разнообразия. 2 – показатели биологического разнообразия и влияний на него. К ним относятся все 9 типов перечисленных выше индикаторов, а по целевой классификации – экологические и оценочные показатели. Часть индикаторов исполнения также можно причислить к этой группе. Таким образом, среди всех групп целевой классификации присутствуют меры биологического разнообразия.

При проведении мониторинговых исследований наблюдаемые изменения различных показателей индикаторов необходимо соотносить друг с другом либо с контролем. Для этого были предложены следующие стандарты /Stocker, 1981, цит. по Козлов, 1990/:

I. Абсолютные стандарты:

1. Сравнение с характеристиками объекта, находящегося вне зоны воздействия;

2. Сравнение с результатами эксперимента;
3. Сравнение с характеристиками объектов, полученными до начала воздействия;

4. Изучение градиента изменений одного и того же объекта.

II. Относительные стандарты:

1. Установление корреляций с пространственно-временными изменениями факторов.

2. Установление экотонных объектов, испытывающих незначительное антропогенное влияние.

В зависимости от вида индикатора различают индикацию с использованием растений (фитоиндикация), животных, насекомых, микроорганизмов и т.д.

1.2. Экспертные оценки применения фитоиндикации загрязнения окружающей среды

Использование растений в оценке загрязнения окружающей среды является приоритетным. Это связано с тем, что продуцентам принадлежит основополагающая роль в жизни биогеоценозов и круговороте материи и энергии в биосфере. Вклад продуцентов в биогеохимические функции экосистем составляет 80–90% и более. Они осуществляют первичное связывание солнечной энергии и синтез органической материи, а потому от деятельности автотрофов зависит благополучие и жизнь других представителей биоты в экосистемах, включая человека.

Фитоиндикация может осуществляться по ответной реакции растений у наиболее чувствительных к отдельным ингредиентам видов или по накоплению вредных веществ в теле растений. Поэтому среди растений выделяют виды: 1 – биоиндикаторы с высокой чувствительностью к поллютантам; 2 – биоиндикаторы-накопители.

В связи с особенностями метаболизма (наличие высокочувствительного фотосинтетического аппарата, который поглощает токсические вещества из окружающей среды) растения больше используются для диагностики загрязнения атмосферного воздуха, однако их также можно использовать для диагностики загрязнения почв. Для диагностики уровней суммарного загрязнения воздуха лучше использовать первую группу биоиндикаторов, так как изменения и нарушения у них непосредственно отражают (сигнализируют) степень загрязнения воздуха. Биоиндикаторы-накопители можно использовать для диагностики загрязнения воздуха и почв конкретным поллютантом. В этом случае необходимо дополнительно экспериментально определить, при каких уровнях накопления поллютантов в организмах находятся допустимые уровни загрязнения воздуха и почв.

Классификация принципов и уровней фитоиндикации качества воздуха и вообще окружающей среды может быть основана с учетом уровней

организации живой материи: 1 – молекулярный, 2 – субклеточный и клеточный; 3 – органный и организменный; 4 – популяционный; 5 – экосистемный или биогеоценологический; 6 – биосферный.

С другой стороны, методы фитоиндикации могут классифицироваться по общности методов исследования /Николаевский, 1999/: 1 – фенологические методы; 2 – морфо- и биометрические; 3 – анатомо-цитологические; 4 – физиологические; 5 – биохимические; 6 – биофизические; 7 – флористические; 8 – генетические; 9 – биоценологические; 10 – экосистемные.

Разработаны ботанические /Меннинг, Федер, 1985; Крючков, Сыроид, 1990; Крючков, 1991; Токарева, 1992/, физиолого-биохимические /Николаевский, 1966, 1968, 1982, 1989, 1990; Рачковская, Ким, 1979, 1980; Николаевский, Марценюк, 1980; Беляева и др., 1986; Фитотоксичность..., 1986; Барахтенова, Николаевский, 1988; Сергейчик, 1988; Сергейчик и др., 1988; Мальхотра, Хан, 1989; Николаевская, Николаевский, 1989; Рожков, Михайлова, 1989; Николаевская, 1990а, 1990б, 1992; Неверова 1999, 2001а, в, 2002б, Неверова, Колмогорова, 2002б, д; Николаевский, Неверова, 2000/, морфо-биометрические /Николаевский, Мирошникова, 1974; Биоиндикация..., 1988; Беляева, Николаевский, 1989; Калинин, 1989; Аугустайтис, 1992; Гитарский, 1993; Зубарева, 1993; Неверова, 2001б, 2002в/, биофизические /Николаевский, 1979; Карнаухов и др., 1982; Барахтенова, Николаевский, 1983, 1988; Гетко, 1989; Николаевская, Николаевский, 1989; Николаевская, 1990а, б, 1992; Алиев, 1993/, дендрохронологический /Ружицкая, 1969; Шипунов, 1980; Шуберт, 1983; Сабиров, 1988; Алексеев, 1990; Тимофеева, 1993/, популяционные и биогеоценологические /Ланина, 1982; Разумовский и др., 1982; Сапунов, 1984; Смит, 1985; Сайккели, Каренлампи, 1988; Лукина, Никонов, 1992/ подходы и методы оценки влияния атмосферных загрязнителей на растительность и биоиндикации чистоты воздуха.

Исследователями отмечается нарушение феноритмов роста и развития растений и ускорение процессов старения организмов /Николаевский, 1979, 1989; Сергейчик, 1984; Фитотоксичность..., 1986; Беляева, Николаевский, 1989; Неверова, Колмогорова, 2002в/. Начальные фазы распускания почек, облиствения побегов древесных растений и начало цветения (липа), а также пожелтение листьев при загрязнении воздуха до 12–17 ПДК ускоряются, продолжительность вегетации сокращается, но полный листопад заканчивается в сроки, близкие к срокам чистой среды. Указанные нарушения феноритмов и развития растений вызваны изменением микроклимата: на загрязненных территориях раньше и быстрее происходит снеготаяние и раньше среднесуточная температура воздуха достигает 5°C, что необходимо для распускания почек. Анализ фенологических наблюдений на территории центральной части Русской равнины выявляет относительно ранние сроки наступления фенофаз в Московском регионе, что, возможно, является результатом тепляющего эффекта городов /Минин, 1997/. Отмечено, что фенологические методы биоиндикации возможны для оценки достаточно высоких уровней загрязнения воздуха (10 и

более ПДК). Имеются сведения /Марценюк, Николаевский, 1975; Николаевский, 1979; Беляева, Николаевский, 1989/ о том, что под влиянием некоторых газов может изменяться окраска генеративных органов и листьев (гесперис женский, барбарис обыкновенный), ослабляться осенняя раскраска листьев перед листопадом.

Исследования строения и развития генеративных органов липы мелколистной в пределах территории Садового кольца и Терлецкой дубравы (г. Москва) проведены О.В. Лобовой и Г.П. Жеребцовой /1998/. Выявлены следующие категории патологии: отсутствие почек (аплазия), недоразвитие почек и их параметров (гипогенезия), гигантизм почек (гигантизм), карликовость почек (наннизм), увеличение числа почек и их метамеров (полимеризация), искривление и деформация почек и их метамеров. По мнению авторов, в условиях города патология почек липы мелколистной выражается в деформации (52%), искривлении (27%), гигантизме (55%) и недоразвитости (2,8%).

В условиях г. Кемерово у лиственных пород древесных растений выявлено более раннее появление осенней раскраски, начало листопада, наблюдается снижение продолжительности вегетации. По фенологическим характеристикам устойчивость исследуемых лиственных пород деревьев в городе убывает в следующем ряду: береза повислая, липа мелколистная, рябина сибирская, сирень обыкновенная. Более существенные изменения фенологических характеристик (начало листопада, продолжительность вегетации) отмечены у сирени обыкновенной. Установлено, что в максимально загрязненных районах – Кировском и Рудничном – у сирени обыкновенной существенно раньше (на 52 дня) начинается листопад, а также значительно снижается длительность вегетации (на 43 дня). Установить градиацию по уровням загрязнения Ленинского, Центрального, Заводского районов авторам не удалось, так как на этих территориях не прослеживается четкой тенденции в изменении изучаемых фенофаз у древесных растений. Таким образом, в условиях г. Кемерово экспериментально установлено, что фенологическая индикация (начало листопада, продолжительность вегетации) может использоваться для выявления высоких уровней загрязнения атмосферного воздуха, при этом в качестве биоиндикатора можно использовать сирень обыкновенную /Неверова, Колмогорова, 2002 г.; Neverova, Kolmogorova, 2003; Неверова, 2004/.

Промышленные газы в диапазоне концентраций от 1 ПДК и выше вызывают у растений появление некрозов (ожогов) на листьях и хвое, уменьшение линейного роста побегов, количества и размеров ассимиляционных органов на годичных побегах (древесные растения) или на стебле (травянистые растения), уменьшение площади, сырой и сухой массы листьев годичного побега (ксерофитизация), снижение возраста хвои у хвойных пород, ускорение усыхания нижних ветвей в насаждениях (ель, пихта), сокращение сроков жизни деревьев /Кулагин, 1974; Добровольский, 1976; Николаевский, 1979, 1989; Влияние..., 1981; Мэннинг, Федер, 1985;

Артамонов, 1986; Биоиндикация..., 1988; Беляева, Николаевский, 1989; Гетко, 1989; Диагностика..., 1990; Аугустайтис, 1992; Зубарева, 1993; Неверова, 2001в, Неверова, Колмогорова, 2002а/.

Перечисленные нарушения лучше и быстрее проявляются у хвойных пород с большой длительностью жизни хвой (ель), несколько хуже у сосны. У лиственных пород, ежегодно сбрасывающих в умеренно континентальном климате листву, эти же нарушения проявляются при относительно большем уровне загрязнения воздуха (7–10 ПДК и более). По мнению В.С. Николаевского /1999/, наиболее информативными биоиндикационными признаками загрязнения воздуха являются: количество хвой на годичном побеге, скорость опадения хвой по годам, сухой вес хвой годичного побега, скорость снижения сухого веса хвой побега по годам (за 3–4 года).

По данным О.А. Неверовой /2004/, в условиях г. Кемерово у хвойных пород снижается возраст хвой (в среднем по городу на 30–32% у сосны и на 18–30% у ели), масса 50 хвоинок (на 21–25% у сосны и на 21–27% у ели), снижается прирост годичных побегов. На уровне целого организма изменяются структура, форма и размеры крон. У хвойных деревьев ухудшение жизненного состояния происходит в основном за счет увеличения количества мертвых ветвей в кронах, снижения степени охвоенности, увеличения некротизации хвой, отмечается и более значительное снижение радиального прироста по сравнению с листопадными деревьями. Так, у сосны радиальный годичный прирост за 1998–2002 гг. снижается на 47,3%, у ели – на 42,8, у березы – на 35,8%.

В сосновых лесах Верхнего Приангарья, загрязняемых фторсодержащими эмиссиями, отмечается высокий уровень дефолиации крон, максимально достигающий 70–90%, некрозы хвой, нарушение осевого ветвления, изменение формы кроны, суховершинность, снижение длины и массы хвой и побегов от 1,5 до 5 раз, сокращение продолжительности жизни хвой до 1–3 лет. В наибольшей степени от аккумуляции фтора в хвое зависят: уровень дефолиации, продолжительность жизни хвой, длина и масса хвой побегов /Бережная, 2005/.

В районе промузлов бассейна реки Селенги наблюдается увеличение уровня дефолиации крон сосны обыкновенной до 50–60% при среднефоновом значении 20–25%, снижение продолжительности жизни хвой до 3 лет (на фоновых участках данный показатель 5 лет), снижение длины побегов (40–80% от фоновых значений), длины хвой (10–50% от фоновых значений), массы хвой (50–80% от фоновых значений), количества хвоинок на побеге (40–80% от фоновых значений). Выявлена обратная корреляционная связь перечисленных параметров с содержанием поллютантов (коэффициенты корреляции на уровне 0,6–0,9). Результаты корреляционного анализа показали наличие достоверных положительных связей между этим параметром и накоплением в хвое серы ($r = 0,82$), фтора ($r = 0,70$), кремния ($r = 0,67$), свинца ($r = 0,54$), железа ($r = 0,53$) /Афанасьева, 2005/.

По данным О.В. Игнатъевой /2005/, на территориях, прилегающих к источнику фторсодержащих эмиссий (Шелеховский, Усольско-Ангарский и Иркутский промцентры), при сильной степени угнетения деревьев выбросами обнаруживается дехромация хвои, составляющая от 5 до 15%; уменьшаются, по сравнению с фоновыми, объем побегов – до 10 раз, поверхность – до 5 раз, количество пар хвоинок на этих побегах – до 2,1 раза.

Некоторыми авторами /Николаевский, 1978; Влияние..., 1981; Йокинен и др., 1982; Биоиндикация..., 1988; Николаевский, 1989; Рожков, Михайлова, 1989; Алексеев, 1990; Аугустайтис, 1992; Гитарский, 1993; Зубарева, 1993/ сформулированы и обоснованы методические указания по правилам отбора насаждений, модельных деревьев и проб с них для анализов, методов расчета показателей. Так, при высоких уровнях загрязнения воздуха морфобиометрические измерения для получения достоверных различий в вариантах (опыт / контроль) необходимо у хвойных пород проводить в 10-кратной, а у лиственных пород – 20-кратной повторности, а при низких уровнях загрязнения воздуха у хвойных пород в – 20 и более кратной повторности. В качестве модельных деревьев лучше отбирать деревья 1-го класса Крафта /Аугустайтис, 1992/.

Хроническое воздействие промышленных газов на растительность вызывает серьезные изменения анатомического строения листьев и хвои растений и увеличение их ксерофитизации /Кулагин, 1974; Николаевский, 1979, 1983а, б; Влияние..., 1981; Сергейчик, 1984, 1988; Мэннинг, Федер, 1985; Артамонов, 1986; Бялобок, 1988; Аугустайтис, 1992; Токарева, 1992; Гитарский, 1993; Зубарева, 1993; Неверова, 1999, Неверова, Колмогорова, 2002а, в/. В городах и промышленных центрах у растений более мелкие листья, они несколько более толстые и имеют более мелкие клетки. У них меньше толщина верхнего эпидермиса, кутикулы, толщина и число слоев полисадной ткани, больше число устьиц на 1мм² поверхности листа. Под влиянием промышленных газов уменьшается апертура устьиц в течение дня. Степень описанных нарушений в анатомическом строении ассимиляционных органов зависит (коррелирует) от концентрации и токсичности газов, а также длительности их действия и чувствительности видов.

«Сгущение» устьиц на единице площади листа, по мнению А.К. Фролова /1998/, является следствием мелкоклеточности эпидермиса, а не новообразования устьиц. По мнению В.С. Николаевского /1999/, увеличение ксероморфности строения фотосинтезирующих органов растений при действии промышленных газов вызвано подавлением фазы растяжения клеток из-за недостатка ассимилятов (ингибирование фотосинтеза) и, возможно, нарушения гормональной регуляции роста. Анализ литературных источников показывает, что явление ксероморфоза вызывают и другие неблагоприятные факторы среды, например недостаток влаги /Василевская, 1965/, воздействие избытка освещенности /Шульгин, 1973; Фролов, 1977, 1978а, б/, недостаток минеральных веществ /Чугаева, 1952/, избыток хлора /Шертенникова, Маршакова, 1973/ и др. В городе растения зачастую оказыва-

ются в условиях недостаточного водообеспечения. В связи с этим А.К. Фролов /1998/ ксерофитизацию листового аппарата рассматривает как адаптивную реакцию, направленную на более экономное расходование влаги растениями в городе. Сходство в структурных изменениях у растений при действии разных агентов свидетельствует об их неспецифичности и, возможно, общем механизме возникновения. Эти изменения отражают, скорее, общую реакцию растений на стрессовые воздействия независимо от действующего агента. Безусловно, в процессе адаптации растений к стрессам существуют общие механизмы, в функционировании которых на разных уровнях оптимизации фотосинтетического аппарата (крона, побег, лист, ткани, клетки и хлоропласты) проявляется определенная иерархичность и связанная с ней компенсаторность. Однако многочисленные исследования показывают, что этот показатель можно использовать для диагностики суммарного атмосферного загрязнения.

Исследованиями на территории музея-усадьбы Л.Н. Толстого «Ясная Поляна» (при хроническом загрязнении аммиаком, окислами азота, сероводородом, сернистым газом) показано, что у дуба, березы и липы статистически достоверно увеличивается число устьиц на 1мм^2 поверхности листа и уменьшаются размеры устьиц /Николаевский, 1999/.

Экспериментами установлено, что в условиях промышленного города (на примере Кемерово) у лиственных пород деревьев увеличивается число устьиц на 1мм^2 листовой поверхности, повышается количество закрытых устьиц. Максимальное увеличение числа устьиц на 1мм^2 листа отмечается у липы и сирени, минимальное – у рябины и березы. Так, в среднем по городу у липы количество устьиц на единице листовой поверхности в скверах увеличивается в 1,9 раз, в примагистральных посадках – в 2 раза. Выявлена положительная корреляционная связь количества устьиц на единице листовой поверхности деревьев с районом города ($r = 0,79; 0,6; 0,52; 0,45$ для березы, рябины, липы и сирени соответственно при $p < 0,05$): увеличение общего количества и процента закрытых устьиц более выражено у деревьев в Центральном, Заводском, Рудничном и Кировском районах города, характеризующихся более высокой техногенной нагрузкой, и, следовательно, это явление может рассматриваться как защитная реакция растений на высокое содержание промышленных газов в воздухе. Зависимость количества устьиц от типа насаждения выявлена только у сирени – возрастает в примагистральных посадках ($r = 0,38$ при $p < 0,05$) /Неверова, 2004/.

Серьезные изменения наблюдаются в строении фотосинтезирующих клеток, особенно в хлоропластах, так как многие поллютанты концентрируются в клетках преимущественно в хлоропластах и вакуолях /Илькун, 1971б; Силаева, 1978; Кунин и др., 1979; Николаевский, 1979; Фитотоксичность..., 1986/. Кислые газы вызывают в фотосинтезирующих клетках разбухание клеточных оболочек, псевдовыrostы на митохондриях, разбухание и деструкцию хлоропластов (грануляцию и увеличение плотности стромы хлоропластов), увеличение количества и размеров пластоглобул, набухание мембран митохондрий и хлоропластов, потерю тургора клеток.

Так как тонкие изменения структуры клетки можно видеть при больших увеличениях микроскопа, то приготовление срезов и их микроскопирование представляют собой трудную и долговременную работу. Более быстрыми методами биоиндикации среди этой группы показателей являются определения: 1 – числа и размеров устьиц на поверхности листьев; 2 – дневной динамики апертуры устьиц; 3 – размеров клеток эпидермиса.

Как указывалось ранее, многие физиологические процессы у зеленых растений обладают высокой чувствительностью к промышленным загрязнителям. Кислые газы вызывают вначале слабое подавление, затем активацию и далее устойчивое подавление фотосинтеза. На основании явления подавления фотосинтеза был разработан метод определения физиологических ПДК допустимого загрязнения воздуха для растительности и определены нормативы ПДК для растений по 11 ингредиентам (диоксид серы, аммиак, диоксид азота, хлор, сероводород, метанол, бензол, формальдегид, циклогексан, пары серной кислоты, оксид углерода) /Николаевский, Николаевская, 1988/. Так как фотосинтез у продуцентов является одним из самых чувствительных к действию любых экологических и антропогенных факторов физиологических процессов, то указанный выше метод может использоваться для индикации чистоты воздуха /Николаевский, 1979; Николаевский, Николаевская, 1988/. Однако следует признать, что газометрический метод определения интенсивности фотосинтеза достаточно сложен и требует специального оборудования и поэтому не может широко использоваться в биоиндикационных исследованиях. Для этих целей можно использовать метод определения интенсивности фотосинтеза О.Д. Быкова /1974/. Данный метод отличается простотой исполнения и информативностью, он позволяет оценить потенциальную способность к фотосинтезу листьев древесных растений и основан на определении относительного изменения в удельном содержании восстановленных веществ за единицу времени. Опыт использования этого метода в фитоиндикационных исследованиях существует в г. Кемерово. В условиях г. Кемерова выявлено, что у лиственных пород по сравнению с хвойными фотосинтетическая способность снижается в большей степени, что, вероятно, связано с большей интенсивностью газообмена и поглощения поллютантов. Максимальное снижение фотосинтетической способности в городе отмечается у сирени и липы (в среднем на 60–80%), минимальное – у сосны и ели (в среднем на 20–28%). Установлено, что интенсивность фотосинтеза у исследуемых пород снижается в большей степени в районах с высокой техногенной нагрузкой – Заводском, Кировском и Рудничном ($r = -0,35$), а также в примагистральных посадках города ($r = 0,2$ при $p < 0,05$). Выявлено, что в городе интенсивность фотосинтеза у лиственных деревьев зависит от температуры, однако сила связи невысокая ($r = 0,2$ при $p < 0,05$). У хвойных пород деревьев выявлена отрицательная корреляционная связь интенсивности фотосинтеза с индексом загрязнения атмосферы (ИЗА) ($r = -0,39$), с содержанием в хвое S ($r = -0,42$), тяжелых металлов (ТМ)

($r = -0,36$), N ($r = -0,29$ для ели), Pb ($r = -0,48$ для ели). Для всех лиственных пород характерно наличие отрицательной корреляционной связи интенсивности фотосинтеза с содержанием в почвах Cl ($r = -0,35$) /Неверова, 2004/. Это подтверждает возможность использования такого показателя, как интенсивность фотосинтеза (по уровню восстановленных ассимилятов), в индикационных исследованиях.

В работе О.В. Игнатьевой /2005/ выявлены репрезентативные показатели (процент зеленой хвои в кроне дерева, масса хвои на побегах 2-го года жизни, содержание хлорофиллов в хвое побега 2-го года жизни, соотношение белкового и небелкового азота в хвое), положительно коррелирующие с фотосинтетической активностью деревьев и отрицательно – с возрастанием концентраций загрязняющих элементов в атмосфере. На основании этих показателей автор рассчитала индекс состояния ассимилирующей фитомассы деревьев (в баллах) и, применив регрессионный анализ, математически выявила зависимость между этим показателем и степенью снижения ассимиляции углерода. На основании установленной зависимости построена шкала оценки степени снижения ассимиляции углерода, ранжированная в диапазоне от 90 до 60%. В своей работе автор экспериментально доказала возможность использования индекса состояния ассимилирующей фитомассы для вычисления степени снижения ассимиляции углерода в том или ином древостое по выведенной шкале без непосредственного измерения интенсивности фотосинтеза.

Исследователями неоднократно отмечалось, что для видов растений с потенциально высоким фотосинтезом характерно и высокое содержание аскорбиновой кислоты – вторичного метаболита, имеющего важное значение для толерантности клеток /Николаевский, 1964а, б, 1979, 1981/. Неустойчивые к действию SO_2 виды обладают повышенной интенсивностью фотосинтеза ($8,2-15 \text{ мг } SO_2 \cdot \text{дм}^{-2} \cdot \text{ч}^{-1}$), более высоким содержанием аскорбиновой кислоты (250 мг/100г сухого вещества) и высокой скоростью поглощения SO_2 и повреждаемостью (53–85%). Устойчивые к SO_2 виды обладают пониженной интенсивностью фотосинтеза ($4-5,5 \text{ мг } SO_2 \cdot \text{дм}^{-2} \cdot \text{ч}^{-1}$), низким содержанием аскорбиновой кислоты (164 мг/100г сухого вещества) и в 2–2,5 раза меньшей скоростью связывания SO_2 и повреждаемостью (5–18%). Следовательно, можно предполагать наличие существенной прямой корреляционной связи между интенсивностью фотосинтеза и содержанием аскорбиновой кислоты в ассимиляционных органах растений.

Так как фотосинтез у растений является одной из функций, наиболее чувствительных к изменению любых экологических факторов /Гарчевский, 1977/, в том числе и к действию промышленных газов /Николаевский, 1979; Николаевский, Николаевская, 1988/, то более простым и доступным методом регистрации действия последних может быть определение содержания аскорбиновой кислоты. Исследованиями В.С. Николаевского /1999/ показано, что у дуба, липы и ели (хвоя 1- и 2-летней) в течение практически всего лета содержание аскорбиновой кислоты было на

опытных пробных площадях ниже, чем в контроле: дуб на 23–33%, липа на 31–39%, ель (1-летняя хвоя) на 33–41%, ель (2-летняя хвоя) на 33–35%. В условиях промышленного загрязнения г. Кемерово выявлено достоверное снижение аскорбата в ассимиляционных органах древесных растений /Неверова, 2004/. У березы повислой на территории города данный показатель снижается на 25–47% по сравнению с растениями фоновых участков. В летней хвое сосны и ели содержание аскорбата падает на 22–40 и 5–48% соответственно, зимой – чуть меньше (в среднем по городу у сосны на 25,7%, у ели – на 24,4%). Выявлена отрицательная корреляционная связь содержания аскорбата в листьях березы с индексом загрязнения атмосферы ($r = -0,62$), содержанием в почвах серы ($r = -0,56$) и суммарным показателем концентрации (СПК) в тканях тяжелых металлов ($r = -0,69$). У хвойных содержание аскорбата отрицательно коррелирует с показателями воздушного и почвенного загрязнения ($r = -0,29$ для ели и $r = -0,44$ для сосны). Максимальное снижение содержания аскорбиновой кислоты в листьях березы и хвое сосны и ели характерны для растений Заводского, Кировского и Рудничного районов, характеризующихся более сильным техногенным загрязнением.

У листьев растений под влиянием кислых газов отмечаются вначале активация, а затем подавление дыхания и изменение его химизма /Николаевский, 1979; Барахтенова, Николаевский, 1988/. Однако современные методы определения дыхания не позволяют использовать эти нарушения для биоиндикации загрязнения воздуха.

Многие газы оказывают влияние на ферменты фотосинтетического цикла /Илькун, 1971б; Барахтенова, Николаевский, 1988; Мальхотра, Хан, 1989/ и дыхания /Николаевский, 1968; Кунин и др., 1979/. Ферменты фотосинтетического цикла трудны для анализов и потому не могут использоваться для биоиндикации. Проще и доступнее методы определения активности окислительных ферментов (пероксидазы, полифенолоксидазы, аскорбатоксидазы) и нитратредуктазы. Сернистый газ вызывает активацию пероксидазы и полифенолоксидазы /Николаевский, 1966, 1979; Рачковская, Ким, 1980; Ким, 1981; Николаевская, 1992/ и ингибирование каталазы. Азотсодержащие газы повышают активность дегидрогеназ и нитратредуктаз /Сергейчик и др. 1988/. Изменение активности названных ферментов достаточно легко определяется фотоколориметрическими и другими методами и потому может использоваться для биоиндикации загрязнения воздуха, что подтвердили исследования многих авторов /Рачковская, Ким, 1980; Сергейчик, 1984; Гетко, 1989; Алексеев, 1990; Keller, 1971/. Однако следует отметить, что промышленные кислые газы и аммиак (как чистые, так и их смеси) вызывают и более достоверную активацию пероксидазы, причем смеси – более значительную, чем чистые газы. По изменению активности пероксидазы можно картировать зоны разного поражения древесных насаждений и, следовательно, определить долговременное действие разных уровней загрязнения воздуха промышленными токсикантами

/Йокинен и др., 1982; Неверова, 2001в, г/. При этом в качестве биоиндикаторов следует использовать виды с потенциально высоким фотосинтезом и активностью того же фермента в чистой среде.

Опыт использования активности пероксидазы в качестве индикатора суммарного атмосферного загрязнения г. Кемерово показал, что в городе наблюдается активация пероксидазы у всех исследуемых видов деревьев с высокой степенью достоверности. Причем максимальные отклонения данного показателя от контроля наблюдаются в листьях березы повислой. Активность пероксидазы листьев березы на территории города превосходит контроль на 54–400%. Установлена положительная корреляционная связь активности пероксидазы у березы с уровнем загрязнения района города ($r = 0,98$). Активность фермента в листьях березы возрастает по районам города в ряду Ленинский, Центральный, Заводский, Кировский, Рудничный. Наибольшими показателями активности данного фермента характеризуются листья березы Заводского, Кировского и особенно Рудничного районов – 24,10; 39,52 и 42,02 единицы активности соответственно /Неверова, 2004/.

Исследованиями Е.А. Сидорович с соавт. /Сезонные изменения..., 2004/ показано, что в условиях г. Минска активность пероксидазы в хвое ели колючей повышается как по мере увеличения абсолютного возраста хвои, так и с нарастанием техногенной нагрузки. Так, на территории Центрального Ботанического сада выявлено 2 пика активности пероксидазы в 2-летней хвое ели колючей – весенний и летний, когда активность фермента составляет 364,2 и 250,1% от уровня контроля соответственно.

Пигментный состав фотосинтезирующих растений привлекал внимание многих исследователей /Гудериан, 1979; Николаевский, 1979; Сергейчик, 1984; Фитотоксичность..., 1986; Алиев, 1993/ для диагностики устойчивости растений к газам и степени повреждения растений, что приближало многих к оценке биоиндикационной значимости этого показателя.

Влияние газообразных токсикантов на пигменты пластид широко обсуждается в литературе. Большинство газообразных токсикантов после поглощения их клетками локализуются в хлоропластах, вызывая угнетение или полное прекращение фотосинтеза, свободное фотодинамическое окисление и разрушение клеточных структур /Николаевский, 1979/. Имеются сведения, что под влиянием низких доз SO_2 , HF стимулируется пигментобразование, а высокие концентрации данных газов приводят к снижению содержания хлорофилла, что может быть следствием разрушения хлорофиллов и превращения их в соответствующие феопитины, а также уменьшения синтеза хлорофилла /Николаевский, 1979; Фрей, 1987; Рожков, Михайлова, 1989; Барахтенова, Николаевский, 1988; Барахтенова, 1993; Эколого-физиологическая..., 1993/. Отмечено, что хлорофилл «а» и каротиноиды более чувствительны к промышленным выбросам, чем хлорофилл «б» /Николаевский, 1979, 1989; Эколого-физиологическая..., 1993; Фролов, 1998/. Ряд исследователей /Гудериан, 1979; Николаевский, 1979; Фитоток-

сичность..., 1986; Алиев, 1993; Эколого-физиологическая..., 1993/ использовали пигментный состав фотосинтезирующих растений для диагностики их устойчивости к газам и степени поражения. Известно, что содержание пигментов в определенной мере является показателем потенциальной фотосинтетической способности растений, поэтому изменение в их содержании при различных уровнях загрязнения в условиях города может характеризовать степень депрессии фотосинтеза.

К сожалению, пигментный состав листьев и хвои растений – достаточно лабильный, неустойчивый признак не только в течение вегетации, но и в течение 1 суток. С другой стороны, изменение пигментного состава растений под влиянием промышленных газов происходит неоднозначно /Гудериан, 1979; Николаевский, 1979; Фитотоксичность..., 1986/ не только в зависимости от концентрации и времени действия газа. Как и в случае с фотосинтезом, содержание пигментов под влиянием газов изменяется двухфазно (сначала наблюдается даже увеличение содержания пигментов, а затем их уменьшение вследствие разрушения). Поэтому, а также в связи с методической сложностью и трудоемкостью определения пигментов, последние не могут широко использоваться в биоиндикации загрязнения воздуха. Вместе с тем в ряде случаев исследователи /Гудериан, 1979; Сергейчик, 1984; Алиев, 1993/ рекомендуют использовать изменение содержания пигментов в растениях для целей биоиндикации загрязнения воздуха.

В условиях промышленного загрязнения г. Кемерово обнаружены различия в реакциях пигментного состава у лиственных и хвойных пород на урбанизированную среду. Так, у березы повислой наблюдается снижение содержания хлорофилла «а», за счет чего падает сумма хлорофиллов (а + б) и величина отношения хлорофиллов «а»/«б», наблюдается тенденция к снижению суммы каротиноидов. Содержание хлорофилла «б» в листьях березы в условиях городской среды в целом подвержено меньшим изменениям. В летней хвое сосны и ели наблюдается увеличение содержания зеленых пигментов – хлорофиллов «а», «б», их суммы, в то время как в зимний период, напротив, наблюдается снижение концентрации хлорофилла «а», суммы хлорофиллов (а + б), каротиноидов. Содержание зеленых пигментов у березы отрицательно коррелирует с атмосферным загрязнением ($r = -0,38$), содержанием тяжелых металлов в почвах ($r = -0,42$), с уровнем загрязнения районов города ($r = -0,38$), что доказывает принципиальную возможность использования данного показателя для целей индикации суммарного загрязнения окружающей среды /Неверова, 2004/.

Биофизические методы исследования жизнедеятельности растений имеют значительные преимущества перед традиционными физиолого-биохимическими методами, так как позволяют прижизненно (без умерщвления и растирания) изучать многие процессы в динамике действия любых экологических и антропогенных факторов. К ним относят электрофизические методы регистрации pH и rH , электропроводности и электрической емкости, биолюминесценцию, спектральный анализ и некоторые другие.

Многие исследователи /Николаевский, 1979; Сергейчик, 1984; Гетко, 1989/ установили, что кислые газы вызывают снижение pH , Eh и rH , а щелочные газы (NH_3) – их увеличение. Использование твердых игольчатых электродов позволяет проводить массовые полевые исследования окислительно-восстановительного потенциала тканей растений под влиянием промышленных загрязнителей. И.И. Гранатовска и К.К. Раман /1986/ установили, что электросопротивление камбия древесных пород и тканей хвои, биопотенциалы и ответная биоэлектрическая реакция листьев растений на импульсную засветку могут характеризовать уровни загрязнения воздуха и состояние растений. Под влиянием промышленных эмиссий у древесных растений увеличивается электросопротивление тканей /Гранатовска, Раман, 1986/ с 80–100 до 200–500 мОм у ослабленных и более 500 мОм у отмирающих деревьев. Следовательно, этот метод позволяет оценивать как долговременные уровни загрязнения воздуха, так и состояние лесных экосистем.

Быстрая и замедленная флуоресценция /Николаевский, 1979; Сергейчик, 1984/ надежно характеризуют влияние любых экстремальных условий на фотосинтезирующие органы растений, их состояние, продуктивность растений. Использование этих методов в исследованиях показало, что быстрая флуоресценция хлорофилла увеличивается или уменьшается в зависимости от чувствительности вида, токсичности газа и скорости его связывания. Замедленная флуоресценция в начале действия газов активируется, а затем подавляется как фотосинтез.

В.Н. Карнауховым, А.С. Керженцевым и В.А. Яшиным /1982/ предложен люминесцентный метод биоиндикации состояния экосистем в промышленных регионах. С помощью микрофлуориметра снимаются спектры срезов хвои сосны, и по отношению $I\ 680/I\ 530 = \lambda$ можно оценивать уровни загрязнения среды хлоридами, сульфатами. Вместе с тем этот метод требует сложной чувствительной аппаратуры и высококвалифицированных специалистов.

Наиболее перспективными среди биофизических методов биоиндикации загрязнения атмосферного воздуха и состояния наземных экосистем являются: 1 – замедленная флуоресценция; 2 – биоэлектрическая реакция растений на импульсную засветку (БЭР); 3 – электросопротивление и электрическая емкость тканей.

Дендрохронологический метод позволяет изучать изменение климатических условий на Земле и действие различных экологических и антропогенных факторов /Гольберг, 1956; Шипунов, 1980; Алексеев, 1986/ на древесные растения и лесные экосистемы. Хвойные и другие древесные породы в связи с большой длительностью жизни позволяют по радиальному годичному приросту реставрировать и анализировать динамику изменений климатических условий в регионах и на континентах за сотни и тысячи лет. Точно так же можно изучать многолетнюю динамику изменения загрязнения атмосферного воздуха в городах и промышленных центрах, так

как подавление фотосинтетической деятельности древесных растений и их ослабление интегрально отражаются на радиальном годичном приросте /Гольберг, 1956; Шипунов, 1980/. Г.Г. Баясовой, В.Н. Трофимовым /1994/ при анализе радиального прироста древостоев сосны и ели возраста 90–110 лет в лесопарках Мытищинского района выявлены два цикла в падении их прироста: в 1950–1960 гг. (ввод комбината «Стройпластмасс») и с 1976 г. (до пуска ЦБКБ в г. Мытищи).

Установлена надежная корреляция между уровнями загрязнения воздуха фтором /Рожков, Михайлова, 1989/ и снижением радиального годичного прироста у сосны, ели и лиственницы. Из этих пород ель (длительность жизни хвои от 7 до 15 лет в контроле) проявила большую чувствительность к фтору (отмечалось более существенное снижение годичного радиального прироста), лиственница – меньшую, видимо, из-за ежегодного опадания хвои.

По данным Е.А. Сидорович с соавт. /Влияние техногенных..., 2004/, в среднем древостой III класса возраста I–Ia бонитетов в лесопарковой зоне г. Минска за 20 лет потерял вследствие воздействия антропогенных факторов (загрязнение воздуха и рекреация) при полноте насаждения, близкой к 1,0–47 м³/га ствольной древесины, или 2,4 м³/га в год, что составляет 12,2% от среднего годичного прироста растущих стволов.

Разработаны некоторые методические правила /Аугустайтис, 1992/ для повышения надежности дендрохронологического метода биоиндикации загрязнения воздуха. Он перспективен еще и потому, что он позволяет рассчитывать снижение прироста древесины за год и, следовательно, экономический ущерб от загрязнения воздуха и одновременно оценивать состояние лесных экосистем.

В крупных городах и районах действия промышленных предприятий наблюдаются изменения флористического состава растительности, распад и гибель /Кулагин, 1974; Крючков, 1991; Крючков, Сыроид, 1990/. При низких уровнях загрязнения воздуха погибают и исчезают наиболее чувствительные лишайники *Usnea*, *Alectoria*, *Bryopogon* (среднедолголетная концентрация SO_2 – 3 мкг/м³; HF – 1 мкг/м³), затем при концентрации SO_2 – 3–7 мкг/м³; HF – 1–3 мкг/м³ исчезают более устойчивые лишайники и мхи (*Hypogymnia*, *Parmelia*, *Sphagnum*). Позже повреждаются и усыхают хвойные породы (сосна, ель) и лишь при высоких среднедолголетних концентрациях газов (концентрация SO_2 и HF – 3–5 и более ПДК) – вначале чувствительные, а затем менее чувствительные лиственные породы.

Таким образом, изменение флористического состава растительности, исчезновение лишайников, подрост хвойных пород может использоваться для биоиндикации загрязнения воздуха и состояния наземных экосистем /Абатуров, 1982; Разумовский и др., 1982; Сапунов, 1984; Андерсон, Трешоу, 1988; Биоиндикация..., 1988; Диагностика..., 1990/. Для этих целей может использоваться ряд флористических показателей: индекс видового разнообразия, плотность покрытия поверхности почв, индекс жизненного

состояния и др. Некоторые авторы /Гудериан, 1979; Мэннинг, Федер, 1985; Артамонов, 1986/ приводят списки особо чувствительных к отдельным загрязнителям видов растений. Искусственный посев таких чувствительных видов на различных расстояниях от источника эмиссий и постоянный морфобиометрический контроль могут позволить выявить уровни загрязнения воздуха и критические уровни загрязнения. Вместе с тем флористические методы биоиндикации более субъективны и менее надежны, чем другие перечисленные выше методы /Николаевский, 1999/.

Влияние атмосферных загрязнителей на растения в определенном интервале концентраций и времени действия можно квалифицировать как химический стресс. Обнаружение стресса на популяционном уровне может быть индикатором наличия воздействия атмосферных токсикантов на растительность. В этом случае можно регистрировать изменения различных параметров популяции: скорость размножения, плотность, смертность особей, возрастной состав популяции, динамика численности, повышение изменчивости ряда параметров популяции /Разумовский и др., 1982; Сапунов, 1984/ и др.

При действии досублетальных концентраций токсикантов, когда в популяциях проявляются процессы адаптации, последняя должна сопровождаться повышением изменчивости ряда морфобиометрических признаков у особей популяции /Разумовский и др., 1982; Сапунов, 1984/. Анализ изменчивости признаков популяции при разных уровнях загрязнения среды позволит разработать критерии, полезные для последующей биоиндикации загрязнения воздуха и, возможно, экологического нормирования химических нагрузок.

Индикация уровня рекреационной нагрузки /Сапунов, 1984/, не затрагивающая эдификаторного (верхнего) яруса биоценоза, может осуществляться путем наблюдения над соотношением численности растительных доминантов и эксплерентов, т.е. видов травяного яруса, полностью приуроченных к одной ассоциации. В интервале более значительных нагрузок, уже угрожающих целостности растительного покрова, целесообразно учитывать видовой состав и проективное покрытие ценофобных видов.

Биоиндикация антропогенных воздействий на биосферу может быть обеспечена средствами динамической биогеоценологии. Первые исследования биогеоценологического уровня в Белоруссии /Сайккели, Каренлампи, 1988; Чурбанов и др., 1989/ показали, что атмосферные загрязнители вызывают уменьшение индекса разнообразия видов и плотности покрытия почвы чувствительными видами, снижение бонитета и полноты насаждений, запаса древесины на 1 га, изменение соотношения деревьев разных форм по состоянию (уменьшение здоровых деревьев и увеличение ослабленных и усыхающих), снижается коэффициент полезного действия фотосинтеза и транспирации, усиливается отпад вегетативных органов, ослабляется разложение подстилки, увеличивается проникновение под разреженный полог насаждений кустарников и ксерофильной травянистой растительности (злаки). Н.В. Лукина и В.В. Никонов /1992/ дают успеш-

сионный ряд техногенно трансформированных ельников Кольского Севера в зависимости от нагрузки загрязнителей.

Популяционные и биогеоценологические методы биоиндикации загрязнения среды сложны и трудоемки, поэтому представляют лишь академический интерес.

Исследователями установлено, что под влиянием атмосферных загрязнителей падает митотическая активность, увеличивается частота хромосомных aberrаций, изменяется спектр перестроек хроматидных мостов, появляются многополюсные митозы /Шуберт, 1983; Рябоконт и др., 1990/. Авторы делают вывод, что изменения активности пролиферации клеток, частоты и спектра хромосомных aberrаций меристем и зачаточных листочков древесных растений могут быть использованы как критерии загрязнения среды газами и тяжелыми металлами. Выявлены наиболее чувствительные виды растений для цитогенетической биоиндикации (береза повислая, сирень обыкновенная, конский каштан обыкновенный). Анализ частоты летальных мутаций в популяциях арабидопсиса (*Arabidopsis thaliana* L. Heynh.), произрастающего в разных участках муниципального округа Строгино (г. Москва) – в зоне воздействия автостреды и в чистых популяциях, произрастающих в районе пляжей, выявил изменение частоты мутаций соответственно от 16 до 1,85% /Абрамов и др., 1997/. Стабильность результатов, полученных на одних и тех же участках за период исследований с 1986 по 1994 г., позволила авторам предложить использовать тест-систему для целей мониторинга загрязнения городской среды совместно с методом оценки мутагенного эффекта в радиационном эквиваленте гамма-облучения. Однако цитогенетические методы биоиндикации не могут быть экспресс-методами полевых исследований.

В последние годы среди методов оценки состояния окружающей среды лишеноиндикация приобрела определенное и достойное место. По сравнению с аэрохимическими методами она имеет ряд положительных моментов: 1 – это быстрый и дешевый метод картирования химических нагрузок на больших территориях; 2 – метод позволяет фиксировать состояние воздушной среды за длительные сроки. Вместе с тем этот метод можно применять только в тех городах и лесных экосистемах, где есть лишайники, при отсутствии лишайников (лишайниковая пустыня) он теряет смысл. В настоящее время изучена чувствительность большого количества видов лишайников к ряду загрязнителей, определена их полеотолерантность.

Исследования в северной тайге на Кольском полуострове /Крючков, Сыроид, 1990; Крючков, 1991/ показали, что эпифитные кустистые лишайники (*Usnea*, *Alectoria*, *Bryopogon*) выдерживают многолетние предельные допустимые концентрации SO_2 до 3 мкг/м^3 , HF – 1 мкг/м^3 , пыли – $0,01 \text{ мг/м}^3$; эпифитные листоватые лишайники родов *Hypogymnia*, *Parmelia*, *Parmeliopsis* и мох *Sphagnum* выдерживают SO_2 до $3\text{--}7 \text{ мкг/м}^3$, HF – $1\text{--}3 \text{ мкг/м}^3$, пыли – $0,01\text{--}0,02 \text{ мг/м}^3$. С помощью химического анализа серы в слоевище лишайника *Hypogymnia physodes* /Чурбанов и др., 1989/

было обнаружено, что в первично чистом районе Белоруссии при фоне SO_2 – 1,9–3,3 мкг/м³ в лишайнике содержится 5 мкг SO_4 в 1 г, в слабозагрязненном районе – 10 мкг SO_4 в 1 г и в сильно загрязненном районе, где заметна дигрессия зеленых насаждений – 60 мкг SO_4 в 1 г. В последнем районе концентрация SO_2 в воздухе приближается к 60 мкг/м³. Следовательно, с помощью химического анализа слоевища лишайника *Hypogymnia physodes* можно определять среднесуточную концентрацию SO_2 в воздухе.

Исследователями /Трасс, 1987; Андерсон, Трешоу, 1988/ разработан индекс атмосферной чистоты (ИАЧ), который рассчитывается по формуле:

$$\text{ИАЧ} = \Sigma(Q \cdot f) / 10,$$

где Q – экологический индекс определенного вида (или индекс токсифобности); f – комбинированный показатель покрытия – встречаемость.

Показатель ИАЧ имеет широкую амплитуду – от 0 (отсутствие лишайников) до 50–60 и более. Чем чище воздух, тем больше показатель ИАЧ.

С помощью ИАЧ были картированы зоны загрязнения воздуха во многих крупных городах Западной и Центральной Европы.

В.С. Николаевским /1999/ предложен лихенометрический метод индикации загрязнения атмосферного воздуха, в котором учитываются: число видов лишайников на стволах деревьев, высота заселения и плотность колоний лишайников в баллах. На основании этих показателей рассчитывается индекс чистоты воздуха (ИЧВ).

Лихеноиндикационные исследования показали, что лишенофлора в г. Кемерово представлена очень скудным видовым составом – в основном листоватыми лишайниками, которые располагаются на коре деревьев мелкими редкими группами. В городской черте отмечается снижение количества заселенных лишайниками деревьев, высоты и плотности заселения коры деревьев. ИЧВ для загородной (условно чистой) зоны составил 40,55, а в условиях городской среды этот показатель варьирует от 0 до 11,08 /Неверова, Николаевский, 2002, Неверова, 2004/. По данным параметров лишенофлоры и рассчитанных с их помощью ИЧВ на территории города выделены три зоны с различной экологической нагрузкой: 1 зона – неустойчивого экологического состояния (ИЧВ составляет 2,61); 2 зона – напряженного экологического состояния (ИЧВ соответствует 5,86–7,3); 3 зона – относительно устойчивого состояния (ИЧВ равен 10,22).

Таким образом, метод лишеноиндикации достаточно прост и удобен для индикации атмосферного загрязнения и картирования многолетних химических нагрузок на лесные экосистемы.

В условиях г. Новокузнецка проведена лишеноиндикация загрязнения атмосферного воздуха /Баумгертнер, 1999/, при этом были сделаны описания около 1000 деревьев и обнаружено 20 видов эпифитных лишайников. Автором выявлены особенности лишайников г. Новокузнецка, к ним

относят распадение слоевищ на соредии у видов *Physcia*, бугристость слоевища у видов *Vulpicida*, *Parmelia*, *Hypogymnia*. На основании сравнения видового состава, степени покрытия отдельных видов в пределах Новокузнецка составлены две лишеноиндикационные карты.

Многие исследователи /Николаевский, 1989; Шуберт, 1983; Ярмишко, 1990; Токарева, 1992/ рекомендуют для повышения надежности экологических оценок использовать не один, а несколько (3–5) методов фитоиндикации. В этом случае в фитоиндикационных исследованиях полезно использовать: 1 – дендрохронологический и биометрические методы; 2 – лишеноиндикацию; 3 – биофизические и биохимические методы.

Некоторые растения используются в качестве биоиндикаторов-накопителей. К числу важнейших диагностических показателей повреждений относят химический анализ тканей растения, особенно листьев, так как именно они поглощают самое большое количество загрязняющих веществ. Листовая система является мощным воздушным насосом дерева, что обеспечивает поглощение и накопление значительного количества экссудатов.

Древесные растения могут усваивать и вовлекать в метаболизм веществ газообразные загрязнители – оксиды серы, азота, аммиак, при этом в листьях и хвое наблюдается увеличение общего содержания серы и азота /Смит, 1985; Гришина, 1990; Барахтенова, 1992, 1993/.

В литературных источниках отмечается, что низкие концентрации диоксида серы в атмосфере при долговременном воздействии могут привести к аккумуляции больших количеств серы в ассимиляционных органах растений /Николаевский, 1978; Смит, 1985; Гришина, 1990; Барахтенова, 1993; Неверова, Николаевский, 1999; Неверова, Быков, Морозова, 2001; Неверова, 2002а/.

В зоне действия промышленных выбросов – на водосборной территории о. Байкал, в зоне Усольско-Ангарского, Иркутского и Шелеховского промцентров, на территории Верхнего Приангарья отмечается увеличение содержания серы в хвое сосны более чем в 2 раза по сравнению с фоном /Афанасьева, 2005; Бережная, 2005; Игнатьева, 2005/.

Ж.К. Козюкина /цит. по Чернышенко, 2004/ исследовала аккумулятивную способность по отношению к газообразным соединениям серы у растений в возрасте 18–20 лет, произрастающих в непосредственной близости к коксовым батареям. Определение содержания серы показало статистически достоверную разницу количества общей серы в листьях опытных и контрольных растений в течение вегетации. Так, в листьях вяза перистоветвистого, шелковицы белой, бирючины обыкновенной, выросших на территории завода, содержание серы составило 1,63–8,96 г/кг, а в контроле – 1,01–4,64 г/кг сухого веса. Для акации белой, бузины красной количество серы в условиях завода за вегетацию колеблется от 2,32 до 8,29 г/кг против контроля (1,06–4,66 г/кг сухого вещества). Чем выше уровень загрязнения воздуха, тем четче фитоиндикационная роль видов.

На территории музея-усадьбы «Ясная Поляна» при преобладающем загрязнении атмосферы серо- и азотсодержащими выбросами наблюдается

увеличение содержания в листьях и хвое древесных растений под Гуматом общего азота (в среднем на 4,9–12,8%). Накопление серы листьями и хвоей древесных растений под Гуматом в среднем превышает контроль на 1–14%, на Чепыже – на 13–35,6% /Николаевский, 1999/.

По данным С.А. Сергейчик с соавт. /Актуальные вопросы..., 2004/, в зоне распространения азотсодержащих промышленных эмиссий виноград амурский, барбарис Тунберга, бересклет европейский, девичий виноград пятилисточковый, облепиха крушиновидная, форзиция европейская, клен приречный, кизильник блестящий, тополь берлинский, Боле и волосистоплодный накапливают общий азот, содержание которого превышает контроль на 130–160%.

В г. Кемерово у деревьев под влиянием почвы и воздуха, испытывающих большие техногенные нагрузки, отмечается аккумуляция серы, азота. Выявлено, что максимальной аккумулирующей способностью в отношении серы обладает береза (коэффициент обогащения ($K_{об}$) 2,61–2,42). У данной породы отмечается и максимальная вариабельность в накоплении данного элемента – пределы колебаний $K_{об}$ в городе – 1,5–3,8. Азот исследуемые породы аккумулируют в меньшей степени, чем серу. Наиболее обогащена азотом хвоя ели – $K_{об}$ 1,87–1,84 при вариабельности значений 1,5–2,0 /Неверова, 2002а, б; 2004/.

Растения являются концентраторами тяжелых металлов, которые могут поступать в них как из почвы, через корневую систему, так и непосредственно из атмосферного воздуха, причем при различных условиях это соотношение различно. К особо опасным для деревьев в случае их накопления относят кобальт, хром, медь, свинец, цинк, кадмий, ртуть /Смит, 1985; Мотылева, Соснина, 1996; Состояние..., 2000/.

Н.Н. Москаленко, Р.С. Смирнова /1990/ уровень загрязнения растительности определяют по величине СПК, рассчитанного для тяжелых металлов, с выделением следующих уровней: минимальный (10–20); средний (20–30); высокий (30–40); очень высокий (40–60); чрезвычайно высокий (60–80 и более).

В древесной растительности г. Москвы накапливается широкий круг химических элементов – *Ag, Zn, Pb, Cu, Mo, Cr, Fe, Sn, W, Zr, Ga, Ti, Sr, Y*. По уровню суммарного накопления в листьях микроэлементов липа превосходит остальные виды деревьев, среднее значение СПК (ср. СПК) для нее составляет 18 при варьировании значений для отдельных представителей от 3 до 96 /Состояние..., 1998/.

СПК микроэлементов в листьях древесных пород г. Москвы возрастает в следующем ряду: ясень пенсильванский (ср. СПК – 9), рябина обыкновенная, тополь бальзамический (20–24), клен остролистный, липа мелко- и крупнолистная, береза пушистая и бородавчатая (31–43), вяз гладкий и шершавый (93). В среднем степень отклонения микроэлементного состава от листьев фоновых деревьев возрастает от лесопарков к бульварам и магистралям и от периферии к средней зоне города /Башаркевич, Самаев, 1999/.

В условиях г. Донецка вечнозеленый хвойный кустарник (*Juniperus communis* L.) накапливает в шишкоягодах выше ПДК железо (в 2,2), цинк (в 1,8), свинец (в 1,5), кадмий (в 4,9), ртуть (в 1,5), хром (в 4,2 раза) /Глухов и др., 2004/.

Исследованиями Л.В. Афанасьевой (2005) выявлено, что на водосборной территории о. Байкал на расстоянии до 20 км от промузлов у сосны обыкновенной отмечается увеличение в 2–5 раз содержания кремния, свинца, железа, кадмия и снижение концентраций калия, марганца, фосфора. На основе коэффициентов концентрации химических элементов в хвое сосны составлены ряды их накопления, отражающие вклад отдельных элементов в результирующий фитотоксический эффект многокомпонентного загрязнения атмосферы.

При воздействии эмиссий Усольско-Ангарского промцентра наблюдается увеличение содержания в хвое сосны ртути в 2,0–2,5 раза, свинца в 3,0–3,5 раза, Иркутского промцентра – свинца в 7,0–7,5 раза, железа – в 3,0–3,5 раза, Шелеховского промцентра – фтора в 8,0–9,0 раз, свинца – в 5,0–6,0 раз. При загрязнении выбросами всех промцентров в хвое происходит снижение содержания марганца, фосфора и калия /Игнатьева, 2005/.

На территории Верхнего Приангарья отмечается увеличение содержания в 2–10 раз свинца, ртути, железа, меди, кадмия, алюминия, кремния. При ослаблении сосновых древостоев фторсодержащими выбросами в хвое уменьшается содержание калия, марганца, цинка, фосфора и его кислоторастворимых фракций, отмечается нарушение соотношений между фракциями азота. Выявлено, что содержание калия, марганца, цинка, фосфора и его кислоторастворимых фракций, соотношение белковой и небелковой фракций азота наиболее адекватно отражают состояние деревьев при угнетении фторсодержащими эмиссиями /Бережная, 2005/.

В условиях Кемерово отмечена аккумуляция тяжелых металлов древесными породами. Из лиственных деревьев наиболее широкий спектр ТМ накапливает рябина (*Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, Co, Cr*), чуть меньше липа (*Pb, Cd, Cu, Zn, Fe, Cr*) и сосна (*Pb, Cu, Zn, Ni, Co, Fe*). У рябины в городе отмечается максимальная контрастность в содержании ТМ. Следовательно, рябина может являться индикаторным видом на присутствие в окружающей среде ТМ. Городские деревья характеризуются разной степенью суммарного накопления ТМ. У сосны, липы и рябины отмечаются более значимые показатели СПК. В условиях г. Кемерово установлено, что для всех исследуемых пород деревьев уровень техногенного загрязнения района города является ведущим фактором, влияющим на содержание химических элементов. Для некоторых пород деревьев на содержание *Pb, N* и СПК оказывает влияние тип насаждения. У хвойных выявлено влияние сезона на процесс аккумуляции химических элементов: серу сосна и ель больше накапливают зимой, азот – летом, ТМ сосна больше накапливает летом, ель – зимой. Наряду с обогащением древесной растительности химическими элементами идет процесс снижения концентрации ряда элементов. Наибо-

лее дефицитным для всех видов древесных растений является *Mn*, его концентрации в отдельных случаях в 5 и более раз ниже фоновых. Кроме *Mn* у деревьев в городе наблюдается деконцентрация и других металлов, однако при этом отмечается видовая специфичность. У сосны отмечается снижение *Cd*, у ели – *Zn*, *Ni*, *Cr*, березы – *Ni*, *Co*, у рябины – *Fe*, у липы – *Co*, у сирени – *Zn*, *Co*. Установлено, что комплексное влияние техногенных факторов в городе вызывает трансформацию соотношений биофильных и техногенных элементов – отмечено увеличение коэффициентов *Fe/Mn* (в 1,5–6 раз) и значительное снижение соотношений *Mn/Pb*, *Mn/Cu*, *Mn/Cr*. Вместе с тем у лиственных деревьев в большинстве случаев максимальные отклонения в соотношениях исследуемых элементов отмечаются в примагистральных посадках, у хвойных – в зимний период /Неверова, Николаевский, 1999; Неверова, 2000, 2001в, 2002а, б, 2004; Неверова, Морозова, 2000/.

Биогеохимическое картирование, проведенное Н.Н. Москаленко /1989/ по листьям липы мелколистной в городских местообитаниях Москвы, выявило 3 группы элементов, информативных к биоиндикации, представленных в табл. 1.1.

Среди растений обнаружены индикаторы на тот или иной механический и химический состав почв, степень обогащенности питательными элементами, на кислотность или щелочность, а также на техногенное загрязнение.

В литературе имеются сведения о накоплении растениями химических загрязнителей из почв, о чем судят по показателю биологического поглощения, который рассчитывается по отношению содержания химического элемента в листьях к его содержанию в сопряженной почве. Установлено, что травянистая растительность может быть хорошим индикатором загрязнения почв цинком, медью, кадмием, молибденом (коэффициенты биологического поглощения для данных элементов варьировали от 4 до 27) /Гитаева, Сафронова, Шепелева, 2001/.

Т а б л и ц а 1.1

Классификация микроэлементов-биоиндикаторов техногенного воздействия на окружающую среду (по листьям липы мелколистной)

Информативность к биоиндикации	Химические элементы	Частота, %	Коэффициент концентрации относительно фонового уровня
Индикаторы	Серебро, ванадий, олово, свинец	100–44	1,5–7,1
Умеренные индикаторы	Хром, никель, молибден	25–10	1,5–4,0
Неинформативные к биоиндикации	Кобальт, цинк	8,6–1,3	1,2–2,0

На территории с повышенным радиационным фоном наблюдается повышение коэффициентов биологического поглощения (КБП) у березовых для тория (КБП $^{228}\text{Th} - 70,5$; $^{227}\text{Th} - 51,2$), на основании чего И.И. Шуктомова /2001/ рекомендует использовать березу пушистую и березу карликовую в качестве индикаторов на присутствие в почвах изотопов тория. А.К. Фроловым /1998/ рассчитаны коэффициенты биологического поглощения (A_x) ТМ для лавровишни и жимолости, которые указывают на поглощение ими из почв города свинца, меди и цинка.

В условиях Санкт-Петербурга лавровишня и жимолость поглощают из почв города *Pb*, *Cu* и *Zn*. По сумме металлов (*Pb*, *Cu*, *Zn*, *Ni* и *Cr*) большей поглотительной способностью обладает липа, затем идут вяз, клен, наименьшей – дуб /Фролов, 1998/. На территории с повышенным радиационным фоном береза пушистая и береза карликовая поглощают из почв торий (КБН $^{228}\text{Th} - 70,5$; $^{227}\text{Th} - 51,2$) /Шуктомова, 2001/.

В овощных культурах обнаружены *Ni*, *Mn*, *Zn*, *Pb*, *Sn* в количествах, превышающих предельно допустимые уровни. Наибольшей аккумулирующей способностью обладали базилик, перец и фасоль /Оганесян, Мурадян, 2001/. С.М. Мотылевой и М.В. Сосниной /1996/ выявлено увеличение содержания *Ni* и *Zn* в листьях и плодах смородины черной.

Травянистая растительность поглощает из почв *Zn*, *Cu*, *Cd*, *Mo* (коэффициенты биологического поглощения для данных элементов варьировали от 4 до 27) /Титаева, Сафронова, Шепелева, 2001/. Растения подорожника *Plantago m. ssp. major L. u Plantago lanceolata L.* накапливали в корнях и листьях *Pb* /Изменения..., 2001/. Установлено увеличение содержания ^{90}Sr в травах /Маркелов, Полынова, 2001/. Многолетние злаки (овсяница ложноовечья, тырса и кострец безостный) концентрируют в корнях значительные количества металлов. Наиболее активно злаки накапливают цинк, содержание кадмия не выходит за пределы нормы. Выявлена прямая зависимость между концентрацией металлов в растениях кострца и содержанием их в черноземах /Шагиева, 2002/.

Выявлена способность мхов рода *Sphagnum* и лишайника *Cladina stellaris* сорбировать радионуклиды /Исследование..., 2001/. Мхи вида *Ceratodon purpureus* накапливали *Zn*, *Mn*, *Fe*, *Mo*, *Cd* /Контурская, 2001/. Данные по содержанию техногенных металлов в грибах (рядовка фиолетовая, лжедождевик, навозник), собранных на территории детских садов Ленинского района Москвы, показали, что грибы являются концентраторами кадмия, цинка, меди и отражают загрязнения почв территории /Обухов, Кутукова, 1990/.

В результате исследований выявлено наличие отрицательных биогеохимических аномалий на территории бывшего Калининского района Москвы с дефицитом элементов минерального питания для липы – марганца, меди, бария, стронция. Загрязнение окружающей среды химическими элементами, нарушение микроэлементного баланса и подавление биологического поглощения элементов питания дерева приводят к угнетению листьев липы мелколистной /Москаленко, 1989/.

У городских деревьев г. Кемерово отмечается подавление биологического поглощения по сравнению с фоном по широкому спектру ТМ: *Cd*, *Mn*, *Co*, *Fe*, *Cr*, *Pb* (для всех исследуемых пород – ели, сосны, рябины, липы, сирени, березы в примагистральных посадках), *Zn* (у ели, березы, сирени), *Ni* (у ели, березы и липы) при одновременном обогащении данными элементами листьев и хвои. Стимуляция биологического поглощения в городе отмечена для *Cu*, *Pb* (для всех пород в скверах), *Ni* (у сосны, рябины и сирени), *Zn* (в скверах у сосны, рябины и липы). Результаты исследований показывают, что не наблюдается прямой корреляции между содержанием химического элемента в почве и его поглощением растением. Несмотря на то, что содержание ТМ более существенно повышается в почвах, расположенных вдоль магистралей, в большинстве случаев коэффициенты биологического поглощения древесных пород увеличиваются в скверах города по сравнению с фоном. Это указывает на то, что почва, будучи основным источником минерального питания растений, влияет на элементный состав последних опосредованно из-за наличия у растений защитно-приспособительных свойств, проявляющихся в избирательном поглощении элементов из питающих сред и регуляции внутренней среды. Следовательно, в условиях города обогащение листьев и хвои древесных растений ТМ происходит в основном атмосферным путем /Неверова, 2004/. На примере свинца показано, что соотношение путей его поступления в древесные растения – через атмосферу или почвы – определяется уровнем накопления данного элемента почвами (стимуляция биологического поглощения лиственными деревьями отмечается при $K_{об}$ почв свинцом 1,2–2,8, при $K_{об}$ почв > 2,8 у растений отмечается подавление биологического поглощения). Очевидно, что основным источником техногенных элементов в системе растение-почва является аэрозольное их осаждение из воздуха /Неверова, 2004, Неверова, Николаевский, 2004/.

Таким образом, коэффициенты биологического поглощения соответствующих химических элементов растений не совсем подходят для индикации загрязнения почв в условиях техногенной нагрузки.

Многие приведенные здесь методы фитоиндикации загрязнения окружающей среды и особенно состояния наземных экосистем требуют дополнительной доработки, апробации. Необходимо разработать дифференцированную по составу загрязнителей и уровням хронического загрязнения систему критериев, позволяющих надежно по биопараметрам растений и экосистем оценивать уровни загрязнения воздуха, и наоборот. Это позволит повысить эффективность биоиндикационных работ и заложить научные основы для экологического прогнозирования и экспертизы.

Обзор экспериментально апробированных методов фитоиндикации позволил предложить схему фитомониторинга загрязнения окружающей среды и состояния древесных растений (рис. 1.1).



Рис. 1.1. Фитомониторинг загрязнения окружающей среды и состояния древесных растений

1.3. Экспертные оценки применения насекомых в индикации загрязнения окружающей среды

Одним из важных объектов, которые можно использовать при мониторинге состояния среды, являются насекомые. Эта самая многочисленная и разнообразная группа животных играет значительную роль в большинстве наземных экосистем. Подавляющее число насекомых фитофагов служит следующим за продуцентами звеном в трофических цепях – консументами первого порядка – и тем самым выполняет важную роль переносчика веществ и энергии в экосистемах. Высокая специфичность некоторых реакций и наличие достоверной корреляции между уровнем воздействия и степенью проявления ответной реакции отдельных видов насекомых позволяют использовать их в качестве индикаторов состояния окружающей среды /Козлов, 1990/. Биоиндикация с помощью насекомых может осуществляться на различных уровнях организации живого вещества. В настоящее время реакции насекомых изучены в основном на организменном, популяционно-видовом, в меньшей степени – на биоцено-тическом уровнях /Козлов, 1987/.

Контроль состояния среды включает выполнение нескольких этапов: выбор биоиндикатора, биоиндикация с его помощью экологического состояния экосистемы, диагностика неблагополучия экосистемы, нормирование неблагоприятных для живых организмов факторов среды, дифференциация факторов по степени их опасности.

Существуют определенные критерии выбора животных-индикаторов /Nováková, 1968/. Непосредственно к беспозвоночным, и в частности к насекомым, применимы такие критерии, как чувствительность к определенным дозам воздействия, массовость, широкий ареал, относительно низкая подвижность и достаточно большая продолжительность жизни, достаточная разработанность методов их сбора /Криволицкий, 1978; Ernst, 1980; Криволицкий и др., 1987/. Желательными качествами являются относительно крупные размеры особей, эврибионтность вида в такой степени, чтобы естественная изменчивость среды не оказывала существенного влияния на результаты индикации; большая индикационная пластичность, т.е. пригодность для индикации широкого диапазона воздействий и вместе с тем высокая точность; однородность видов в таксономическом плане с изученной популяционной структурой; легкость диагностики вида и наличие общепринятых методов сбора и учета его численности /Козлов, 1990/. Немаловажным критерием является изученность биологических особенностей вида, его морфологии и трофических связей /Трофимов, 1990/. При выборе индикаторов, накапливающих загрязняющие вещества (тест-объектов), важным является получение необходимой массы объекта, достаточной для проведения химического анализа. Вместе с тем, как показала практика, подобрать какой-либо один вид, отве-

чающий всем критериям выбора, не представляется возможным, поэтому используют виды, отвечающие максимуму требований.

Перспективными биоиндикаторами являются виды не только с узкой, но и широкой зоной толерантности к антропогенным влияниям. При изменении условий в экосистеме могут исчезнуть виды с узкой амплитудой толерантности, что указывает на нарушение экосистемы (негативные индикаторы). Это нарушение может вызвать повышение численности видов с широкой зоной толерантности, что, в свою очередь, также индицирует влияние человека (позитивные индикаторы) /Животные..., 1988/.

При изучении насекомых выделяют, как правило, 2 типа видов-индикаторов /Козлов, 1990/: реагирующие на нарушения (виды-указатели, или индикаторы в узком смысле слова) и аккумулирующие загрязняющие вещества (тест-организмы). Их использование означает, соответственно, активный и пассивный мониторинг.

Наиболее широко используются виды-указатели. В настоящее время достаточно разработана диагностика состояния почв с использованием как отдельных видов, так и комплексов почвенных беспозвоночных, в том числе насекомых /Гиляров, 1965, 1976; Мордкович, 1977; Гиляров, Покаржевский, 1983/. На изменение физико-химических свойств почв они реагируют в первую очередь преобразованиями общей численности и видового разнообразия /Rhee, 1977; Хотько, Ветрова, Смирнова, 1978; Puszkarski, 1979a, b; c, d, e; Paplinska, 1980; Почвенные беспозвоночные..., 1982; Почвенные..., 1982; Некрасова, 1993; Артемьева, Жеребцов, Кибардин, 1999; Расулова, 1999 и др./. Например, учеты, проведенные вблизи Костомукшского металлургического горнообогатительного комбината, позволили установить наибольшие изменения почвенного населения, снижение численности в 1,5–2 раза, биомассы – в 2–2,5 раза на расстоянии 4 км от комбината. Заметно повышается доля эвритопных видов. Уменьшается доля сапрофагов и возрастает доля фитофагов. Состав и структура почвенного населения на расстоянии 8 км от комбината приближаются к таковым на контрольных территориях /Косякова, Рыбалов, 1999/. Существует точка зрения, согласно которой почвенные беспозвоночные быстрее и более четко реагируют на антропогенное воздействие по сравнению с химическими и физическими методами тестирования параметров почвы /Козлов, 1987/. Однако известно, что отрицательные воздействия на биогеоценоз, в том числе поллютантов, влияют на педобионтов слабее, чем на открыто живущих насекомых /Гиляров, Покаржевский, 1983/. В почве физико-химические условия значительно стабильнее, чем вне ее, поэтому комплексы почвообитающих животных отличаются устойчивостью даже при очень больших изменениях в экосистеме /Трофимов, 1990/. Кроме того, вызывает определенную сложность определение видовой принадлежности педобионтов, что затрудняет использование их для биоиндикации.

Чутко реагируют на изменение среды обитания крупные беспозвоночные – экологическая группа «герпетобия» – обитатели подстилки и

поверхности почвы. Эта группа разнообразна в видовом отношении, представлена хорошо заметными и легко определяемыми животными, которые могут служить индикаторами изменения состояния среды /Кузнецова, Криволуцкий, 1982; Членистоногие..., 1988/. Например, установлено уменьшение видового разнообразия и численности жесткокрылых-герпетобионтов в непосредственной близости от крупного объединения сельскохозяйственного машиностроения в Гомеле. Особенно это проявляется вдоль автодорог, где численность жесткокрылых снижается в 4 раза, а видовое разнообразие почти в 2 раза по сравнению с участками, расположенными от цехов на расстоянии 100 м /Молодова, 1991; Молодова, Ряхова, 1993/. В промышленной зоне Днепродзержинска также зарегистрировано уменьшение видового разнообразия насекомых-герпетобионтов, увеличение количества видов-супердоминантов /Кульбачко, 1999/. Реакции жесткокрылых на загрязнение среды позволяют судить не только об изменениях, происходящих в биотопах под влиянием техногенных выбросов тех или иных производств, но и индцировать их /Лапин, Израилевич, 1993/.

Из насекомых-герпетобионтов хорошо реагируют на изменение условий среды обитания стафилиниды, жужелицы и муравьи. Для жужелиц отмечены различные реакции на уровень загрязнения среды. Они могут снижать численность, как это наблюдали в окрестностях металлургического /Bengtsson, Rundgren, 1984/ и цементного заводов /Puszkar, 1979d/, могут не реагировать на изменение концентрации загрязнителей /Tobisch, Dunger, 1973/ или достигать максимума численности при некотором среднем уровне загрязнения /Stubbe, Tietze, 1980/. Реакция на загрязнение среды у жужелиц может проявляться лишь у некоторых групп. Например, в г. Кемерово выявлена достоверная положительная корреляция между плотностью особей отдельных родов жужелиц (*Poecilus*, *Agonum*, *Amara*, *Lebia*, *Microlestes*, *Badister*) и индексом загрязнения атмосферного воздуха /Еремеева, 2003/. При сильных воздействиях, вызывающих переустройство экосистем, комплексы жужелиц, сложившиеся на разных расстояниях от источника выбросов, будут включать разные виды, и количественное сравнение их бессмысленно и неинформативно. Вместе с тем изменение численности каждого отдельно взятого вида жужелиц, несомненно, может служить индикатором уровня загрязнения. Важным является и то, что жужелицы достаточно хорошо изучены, имеют высокую численность и широкое распространение /Козлов, 1987; Martis, 1980/. Поэтому эта группа насекомых обоснованно рекомендована для мониторинга антропогенных загрязнений /Гиляров, Криволуцкий, 1971/.

Как и жужелицы, стафилиниды очень чутко определяют изменения экосистем /Петренко, Надворный, 1990; Бабенко, 1992; Богач, 1993/. В г. Кемерово установлена достоверная отрицательная коррелятивная связь между индексом загрязнения атмосферного воздуха и плотностью жуков из семейства стафилинид /Еремеева, 2002б/. В сосновых и пихто-

вых лесах Западной Сибири при антропогенных нагрузках падает число видов и общее число отлавливаемых особей популяции стафилинид /Vabenko, 1996/. В районе Томского нефтехимического комбината зафиксировано снижение динамической плотности и видового разнообразия стафилинид по сравнению с контрольным участком. Такие же изменения численности и числа видов стафилинид при увеличении загрязнения среды указаны и другими исследователями /Филатова, 1984; Рябинин, Ганин, Паньков, 1987/. Во всех рассмотренных работах установлена четкая отрицательная реакция стафилинид на загрязнение среды обитания, что определяет индикационную значимость этой группы насекомых.

Реакции одних из самых многочисленных представителей герпетобия – муравьев на антропогенное воздействие противоречивы. Некоторые авторы, например, приводят сведения о положительном влиянии деятельности человека на популяции муравьев. Так, в ряде работ выявлено увеличение числа видов муравьев и более равномерное распределение численности по видам в зоне действия выбросов, рост численности видов и доминантов /Блинов, 1987а, б; Konnogova, 1987; Puszkar, 1979a/. Рост числа видов и численности доминантов у муравьев по мере приближения к источнику выбросов серного производства (пыль) наблюдала Т. Пушкар /Puszkar, 1979b/. Кроме того, отмечены рост численности муравьев в зонах загрязнения сернистым ангидридом и аммиаком во внутренних районах Польши /Konnogova, 1987/, доминирование муравьев среди хищников-геобионтов в районе серного бассейна /Puszkar, 1982/. В то же время в некоторых исследованиях указывается на то, что промышленные загрязнения оказывают существенное влияние на сообщества муравьев, ограничивая количество видов в сообществе, сокращая плотность гнезд и численность особей в них /Petal, 1978, 1980; Szczepanski, Podkowska, 1983/. Интенсивное промышленное развитие Верхнесилезского промышленного округа Польши привело к уменьшению количества муравейников *Formica rufa* на 66,5% за период с 1979 по 1983 г. /Szczepański, Podkowska, 1983/. А в районе азотного комбината в Польше отмечено полное отсутствие муравьев /Puszkar, 1982/.

Такой двойственный характер реакций муравьев на изменение условий среды, а также некоторая запоздалость реакций на возмущающий фактор, медленное восстановление прежней численности и другое дают основание полагать, что муравьев в редких случаях можно использовать как индикатор /Трофимов, 1990/. Однако в наших исследованиях, проведенных на территории г. Кемерово /Сорокина, 1999; Еремеева, Сорокина, 2000; Еремеева, Блинова, 2002; Блинова, Еремеева, 2003; Еремеева, 2004а, б/, было показано, что в условиях городской среды муравьи проявляют ряд ответных реакций, которые могут быть применены в целях биоиндикации. Было установлено, что по мере возрастания антропогенной нарушенности ценозов наблюдаются обеднение видового состава и изменение видовой структуры мирмекокомплексов, изменение плотности

гнезд муравьев разных родов, возрастание доли фото- и термофильных видов в городских березовых лесах, изменение характера построения гнезд (уход муравьев в почву). В городских луговых ценозах изменения в структуре мирмекологических сообществ происходили в основном за счет замены одних видов рода *Myrmica* на другие. В городских лесах при снижении антропогенного воздействия уменьшалось число видов родов *Lasius* и *Myrmica* и увеличивалось количество видов и плотность гнезд рода *Formica*, при этом возрастало представительство *Formica s. str.* Наиболее уязвимыми оказались муравьи *Formica s. str.* При увеличении антропогенной нагрузки наблюдалось уменьшение количества их видов, числа гнезд и их размеров, гибель муравейников. Значительно преобладали в городе муравьи рода *Lasius*. Число их гнезд в зонах с высокой степенью загрязнения среды и рекреационной нагрузки достигало 99,6%. Полученные данные применимы при оценке состояния экосистем, в частности, можно использовать такие индикаторные показатели, как количество видов муравьев *Formica s. str.*, число и размеры их гнезд (с увеличением воздействия все показатели снижаются); доля и число подземных гнезд *L. niger* (при высоком уровне загрязнения и рекреационной нагрузки доля гнезд составляет свыше 45%, а количество подземных гнезд – более 90% от суммы всех типов гнезд). Наиболее оперативную информацию можно получить при определении соотношения различных типов гнезд *L. Niger*.

Антропогенное вмешательство приводит к изменениям и комплекса хортобионтных насекомых. Например, в условиях г. Кемерово установлено, что рост уровня загрязнения на различных городских лугах приводит к увеличению доли в структуре хортобионтных энтомокомплексов *Hemiptera* и *Diptera* и к снижению доли *Heteroptera* /Еремеева, Золотарев, 2003/. Показатели структуры комплексов *Heteroptera* (численность, общее число видов, число редких и очень редких видов полужесткокрылых) снижаются при увеличении как уровня загрязнения атмосферного воздуха, так и частоты кошения травостоя /Еремеева, Золотарев, 2002; Золотарев, 2005/, поэтому эта группа может служить для индикации комплексного воздействия на экосистемы. Отряд *Heteroptera* включает представителей достаточно крупных размеров, хорошо идентифицируемых и проявляющих определенные реакции на уровень загрязнения среды. При этом в качестве индикаторных можно использовать как данные, полученные для всего отряда, так и учитывать особенности отдельных видов. Например, анализ распределения массовых видов показал, что для клопов *Megaloceraea recticornis* Geoffr., *Leptopterna dolabrata* L., *Notostira elongata* Geoffr., *Plagiognathus chrysantemi* Reut. характерна неадаптивная реакция на загрязнение атмосферы /Золотарев, 2005/, что может быть использовано при индикационных исследованиях.

Из хортобионтов в качестве важных индикаторных групп также рассматриваются саранчовые /Копанева, 1993/ и различные двукрылые, в

частности злаковые мухи, и некоторые виды галлиц, численность которых изменяется в зависимости от степени загрязнения территории /Спуньгис, 1985; Dabrowska-Prot, 1984a; Зверева, 1992; Нарчук, 1998/. Так, польскими исследователями описано возрастание численности злаковых мух (*Chloropidae*) при усилении загрязнения /Dabrowska-Prot, 1984a/. При этом в промышленном районе 75% численности особей двукрылых было представлено меньшим количеством семейств, чем в сельскохозяйственном регионе; увеличилась доля фитофагов и хищников, уменьшилась доля паразитов; уменьшилась биомасса особей и увеличилась доля двукрылых в энтомофауне практически всех станций промышленного региона по сравнению с сельскохозяйственным /Dabrowska-Prot, 1980/. В то же время на сильно загрязненных участках вблизи угольной шахты выявлено снижение численности и биомассы личинок *Diptera* на 20–25% по сравнению с менее загрязненными /Dabrowska-Prot, 1984b/. Однако использование двукрылых для биоиндикации состояния экосистем проблематично вследствие трудностей идентификации и учета.

Насекомые-опылители, такие, как булавоусые чешуекрылые и пчелиные, трофически связаны в большей степени с травянистыми цветковыми растениями, поэтому могут рассматриваться в составе хортобия. При изучении этих важных групп насекомых на территории г. Кемерова /Еремеева, 2002a; Еремеева, 2003; Неверова, Еремеева, Сущёв, 2003/ была установлена достоверная отрицательная корреляция между числом видов шмелей на участке и уровнем загрязнения среды выбросами, а также степенью рекреационного воздействия. При анализе многолетних данных по бабочкам обнаружено достоверное снижение числа видов лишь при возрастании степени рекреационной нагрузки. В то же время наименьшее количество видов бабочек было отмечено на самом загрязненном участке – в промзоне. При усилении антропогенной нагрузки вместе со снижением числа видов снижалась и численность обеих групп опылителей. По сравнению с бабочками у шмелей эти изменения выражены в большей степени: у них наблюдается снижение численности даже массовых видов, т.е. из рассмотренных групп они являются более чувствительными индикаторами.

В качестве видов-указателей могут быть использованы и насекомые-дендробионты /Стадницкий, 1984/. Как консументы первого уровня они непосредственно реагируют на физиологическое состояние корма, являющееся по отношению к ним управляющим. Например, количественный учет тлей рода *Cinara* может дать объективную количественную оценку загрязнения среды фтором /Голутвин, Селиховкин, Токмаков, 1983/.

Из числа дендробионтов в качестве индикаторов могут быть рассмотрены широко распространенные виды, следы жизнедеятельности которых долго сохраняются на деревьях и они могут быть легко учтены. Например, из чешуекрылых это – *Eriocraniidae*, *Gracillariidae* (род *Parornyx*), *Coleophoridae* (*Coleophora fuscadinella* Z.) и *Tortricidae* /Козлов, 1991/, из жесткокрылых – некоторые представители семейства *Coccinellidae* /Мельникова, Негрбов, 1987/ и многие др.

В условиях г. Кемерово среди дендробионтных видов индикационный интерес вызывает тополевая минирующая моль-пестрянка *Phyllonorycter populifoliella* Tr. (Lepidoptera, Gracillariidae), известная во многих регионах России. Массовость этого вида, а также другие характеристики (низкая подвижность, широкое распространение, достаточная продолжительность жизни, доступность в изучении) являются признаками, характерными для видов, которые могут быть использованы для биологической индикации состояния окружающей среды. У этого массового вредителя тополей в условиях г. Кемерово выявлена положительная корреляция численности с уровнем загрязнения городской среды. В непосредственной близости от источника загрязнения установлена отрицательная корреляционная связь плотности моли с величиной выброса комплекса $SO_2 + NO_2$ и положительная – с количеством выброса аммиака, сероуглерода, формальдегида и фенола /Еремеева, 1998; Еремеева, 2002в/. Выявленная зависимость плотности моли от общего уровня загрязнения среды и содержания в атмосфере города некоторых веществ может быть использована при мониторинге состояния городской среды.

Однако следует указать, что многие из приведенных видов насекомых-дендробионтов являются вредителями растений. В отдельные годы они могут давать вспышки массового размножения, но в межвспышечный период учет их низкой численности может оказаться статистически недостоверным, что снижает их индикационное значение.

Браун (Brown, 1991, цит. по Андрееву, 2002) провел сравнение различных групп насекомых по их потенциальной возможности использования как индикаторов состояния экосистем. В результате его оценки наиболее высокий рейтинг получили Formicidae и Isoptera, затем Collembola и различные семейства Coleoptera (Carabidae, Cicindellidae, Elateridae, Cerambycidae, Chrysomellidae, Curculionidae). Далее следуют Odonata и некоторые таксоны Hymenoptera (Apoidea, Vespidae, Sphecidae). Явными аутсайдерами оказались Hemiptera, некоторые Homoptera (Membracidae, Cercoporidae) и Diptera. Отряд Lepidoptera был разбит автором на несколько групп, что отразилось на рейтинге. При использовании насекомых в качестве тест-объектов чаще всего рассматривают их способность к накоплению тяжелых металлов, так как они могут накапливаться в растениях и передаваться по пищевым цепям. Исследование содержания тяжелых металлов в жуках-хищниках *Pterostichus niger* и жуках-фитофагах *Chrysomela populi* показало, что насекомые-фитофаги пропускают через пищеварительный тракт большее количество пищи, чем хищники, и накапливают больше металлов /Lindqvist, Block, 1997/. Межвидовая чувствительность к металлам может сильно варьировать: соотношение между концентрациями, не вызывающими эффекта у наиболее и наименее чувствительных видов беспозвоночных, может изменяться от 10 000 до 100 000 раз /Еремеева, Бутовский, 1997/. Наиболее хорошо изучено накопление у насекомых свинца; его количество в теле жесткокрылых

в 2–6 раз может превышать концентрацию в незагрязненных сообществах /Жулидов, Емец, 1979/.

Представители жесткокрылых – жужелицы способны накапливать многие металлы, при этом их концентрации значительно не отличаются в пределах отдельных родов и сопоставимы с точностью применяемых методов, что дает возможность использовать как индикаторы всех представителей сем. *Carabidae* /Жужелицы..., 1987/. Кроме указанных насекомых, в качестве тест-организмов рекомендованы личинки таких насекомых, как хрущи, корнегрызы, шелкуны /Смирнов, 1993; Нечаева, 2000/.

Способность пчел накапливать тяжелые металлы в тканях тела, а также в меде, перге и других продуктах рассмотрена во многих публикациях /Гуляш, 1983; Altmann, 1986; Stein, Umland, 1987; Данилов, Макаров, 1989; Билалов, Колупаев, Скребнева, 1991; Макаров, Мишин, Макарова, 1999; Смирнов, Кадиров, Кроль, 2000 и др./. Установлено, что в наибольшей степени тяжелые металлы накапливаются в тканях пчел и в меньшей степени – в продуктах пчеловодства /The indicator..., 1997; Колбина, 1998/. Содержание тяжелых металлов в пчелином меде зависит от многих факторов. Так, по мнению ряда авторов /Голоскоков, 1983; Зависимость..., 1999/, содержание меди, марганца, свинца, железа и цинка в меде зависит от их содержания в почве и от вида медоносных растений. Накопление свинца и фтора в особях пчелиной семьи в значительной степени зависит от места расположения пасеки, сезона, условий медосбора и цветения тех или иных медоносов. Содержание свинца в перге, полученной на пасеке, расположенной в экологически неблагоприятном месте, составило 237,5 мг/кг, а в благоприятном – 12,6 мг/кг /Мишин, Макаров, Башмаков, 1999/. Концентрация свинца и кадмия в меде зависит от кислотности почвы и содержания в ней металлов. Наиболее высокое содержание свинца отмечено в районах с интенсивным движением транспорта, что дает возможность использовать полученные данные для биоиндикации /Stein, Umland, 1987/.

Следует отметить, что использование насекомых как тест-объекты дает возможность оценить загрязненность экосистемы в целом, но лишь при наличии контроля – относительно чистого участка, с которым можно сравнить полученные результаты. Однако не вполне ясен вопрос о критериях загрязнения среды (на уровне фоновых концентраций). До сих пор слабо изучены внутри- и межвидовые различия в накоплении отдельных элементов /Козлов, 1990/.

Большая часть работ по индикации с помощью насекомых направлена на определение общего состояния среды. Однако наиболее интересен выбор отдельных групп насекомых в качестве индикаторов определенного воздействия. Например, анализ результатов корреляции между уровнем загрязнения, определенным техническими средствами, и количеством отловленных в почвенные ловушки насекомых показал, что для индикации загрязнения SO_2 наиболее пригодны стафилиниды и тараканы

(k – коэффициент корреляции – равен $-0,649$ и $-0,535$ соответственно); оксидами азота – жужелицы ($-0,634$); фтором – долгоносики ($-0,520$), полужесткокрылые ($-0,479$) и жужелицы ($-0,471$); твердыми частицами – пылью – уховертки ($-0,699$), пластинчатоусые ($-0,681$) и жужелицы ($-0,626$). Пластинчатоусые чувствительны к содержанию в пыли цинка ($-0,433$), свинца ($-0,522$) и кадмия ($-0,583$) /Catchability..., 1987/.

Таким образом, перечень насекомых-индикаторов теоретически может быть очень большим. С их выбором неразрывно связан выбор биологических переменных, которые наиболее адекватно отражают состояние экосистем.

Переменные, учет которых проводится при биоиндикации, могут быть основными и коррелятивными. В качестве основных в различных исследованиях энтомофауны используют структурные и продукционные показатели населения, например видовое богатство, показатели плотности, выживаемости, коэффициент размножения, различные индексы, характеризующие сообщества и др. К коррелятивным относятся опережающие индикаторы изменения основным /Булгаков, 2002/. При этом любой компонент экосистемы может быть описан сколь угодно большим количеством показателей, которые используются параллельно. Показатели могут быть экосистемного, популяционного, организменного и суборганизменного уровней организации. При слишком большом наборе используемых переменных предпочтение должно отдаваться показателям, которые наиболее отвечают требованиям интегральности, неспецифичности реакции на воздействие, минимизации затрат на измерение, надежности результатов, уменьшения времени измерения параметра.

Наиболее простым способом оценки качества экосистем является фиксация определенных индикаторных организмов, чувствительных к комплексным и специфическим загрязнениям. Для получения более полной и объективной информации наиболее распространены методы, использующие структурные и продукционные показатели населения насекомых (число видов различных групп, их численность (плотность), биомасса). Так, во многих работах, посвященных изучению распространения насекомых в городах, рассматриваются вопросы преобразования энтомокомплексов по градиенту изменения основных экологических факторов, например загрязнения среды обитания. Примером таких исследований является изучение изменения энтомофауны по градиенту загрязнения в Ереване /О состоянии..., 1993/.

Выбросы различных предприятий неодинаково влияют на состав видов и численность насекомых. Так, в промышленной зоне Кривого Рога в биотопах, интенсивно загрязняемых выбросами металлургического, коксохимического и цементного предприятий, отмечено 59 (5,5 экз./10 ловушко-суток), 47 (5,0 экз./10 ловушко-суток), 26 (2,4 экз./10 ловушко-суток) видов жужелиц соответственно /Лапин, 1990/. В целом же видовое разнообразие и численность жужелиц в промышленной зоне несколько

богаче, чем в контрольных. В то же время у стафилинид наблюдается обеднение видового состава при значительном увеличении числа особей. Высокие количественные показатели в обоих семействах обеспечивают небольшое число видов, имеющих в этих условиях очень высокую численность /Лапин, Погорельый, 1990/.

На всех участках в сосновых лесах на территории г. Тольятти, испытывающих рекреационное или техногенное воздействие, отмечено уменьшение видового разнообразия жужелиц (6 видов из 14 видов), снижение их динамической плотности (с 45 экз./10 ловушко-суток до 17 экз.) /Феоктистов, 1988/. Вблизи угольных предприятий г. Прокопьевска отмечено уменьшение видового состава и плотности гнезд муравьев *Lasius niger*. Число гнезд возрастало при отдалении (в среднем на 200 м) от шахтовых стволов, выработок /Sorokina, 1999; Сорокина, 2001/. По мнению ряда авторов /Puszkas, 1978; Апостолов, Малий, Кобечинская, 1982 и др./, муравьи из-за своего обилия, высокого видового разнообразия, сложной структуры образуемых сообществ, постоянного обитания на одном и том же участке являются информативным компонентом биоценоза и способны служить индикаторами определенных условий обитания.

Для многих групп животных показано уменьшение числа видов при усилении антропогенного воздействия, например, по направлению от окрестностей к центру города /Kühnelt, 1977/. Видовое богатство многих таксонов насекомых (Acrididae, Tettigonidae, *Carabus*, *Pterostichus*, *Bombus* и др.) при продвижении от центра Вены к периферии значительно возрастало /Schweiger, 1962/. Подобную тенденцию наблюдали у сетчатокрылых в Граце от застроенной части города к его окрестностям /Gerp, 1975/, у жуков-щелкунов в Варшаве /Nowakowski, 1982/, а также у шмелей, бабочек, муравьев, полужесткокрылых в г. Кемерово /Еремеева, Сущёв, 2001; Еремеева, 2002а; Еремеева, Блинова, 2002; Еремеева, Золотарёв, 2002/.

Некоторые группы, например насекомые-фитофаги, в результате изменений условий обитания способны резко увеличить численность, и в структуре доминирования происходят более или менее заметные сдвиги /Wenzel, Ohnsorge, 1961; Kudela, 1968; Pfeffer, 1968/. Например, Б. Писарский /1993/ показал, что в городских экосистемах численность большинства групп беспозвоночных уменьшается, но численность оставшихся значительно увеличивается. В частности, значительно возрастает численность минирующих мух, тлей и муравьев.

Однако некоторые авторы /Мелецис, 1985; Спуньгис, 1985/ полагают, что для биоиндикации целесообразно использовать не суммарную численность всех представителей рассматриваемого семейства (это приемлемо лишь при экологической однородности семейства), а анализ на видовом уровне.

Кроме числа видов и численности особей при определенных воздействиях может увеличиваться агрегированность расположения насекомых,

как это показано на примере почвообитающих жесткокрылых вблизи комбината искусственного волокна /Андрушевская, Чумаков, 1987/. И наоборот, насекомые могут рассредоточиться по территории участка обитания. Такое уменьшение агрегированности наблюдали у лесных жужелиц в зоне влияния нефтеперерабатывающих заводов /Хотько, 1986/.

Индикаторным показателем могут выступать и изменения структуры доминирования в сообществах. Так, у жужелиц в Лейпциге отмечены наименьшие индексы доминирования на окраинах /Клауснитцер, 1990/. При изучении структуры населения насекомых в урбанизированных ландшафтах г. Кемерово обнаружено снижение степени монодоминантности сообществ шмелей и дневных бабочек при увеличении антропогенной нагрузки /Еремеева, 2002а; Еремеева, Сущев, 2004, 2005/ и, напротив, возрастание – у полужесткокрылых /Золотарев, 2005/.

Для количественного исследования экосистем, в том числе и для биоиндикации, применимы методы, основанные на анализе ранговых распределений численностей или биомасс групп живых организмов. В качестве групп могут быть использованы различные таксоны, размерные классы, совокупности особей, объединенных по каким-либо признакам. Обилия видов распределяют по рангам в порядке убывания полей обилий отдельных видов /Левич, 1980/. В нормальном (ненарушенном, фоновом) состоянии сообщества параметры рангового распределения заключены во вполне определенном диапазоне и изменяются при нарушении среды обитания. Так, в ходе исследований насекомых-опылителей (дневных бабочек и шмелей), проведенных в г. Кемерово, были выделены 4 класса обилия видов: массовые, обычные, редкие и очень редкие. С увеличением степени загрязнения среды наблюдалось исчезновение редких и очень редких видов, но увеличивалась доля массовых и обычных видов. Была установлена положительная коррелятивная связь между долей массовых и обычных видов обеих групп опылителей в фауне участков и степенью рекреационного воздействия. Подобная зависимость была отмечена и в отношении градиента загрязнения выбросами. Надежным индикаторным показателем также является присутствие и доля редких и очень редких видов на исследуемых территориях /Еремеева, Сущев, 2001, 2005; Неворова, Еремеева, Сущев, 2003/.

Важными индикаторными показателями, отражающими специфику условий экосистем, являются данные об экологической структуре их населения (соотношение биотопических и трофических групп; жизненных форм; групп, выделенных по гигропреферентуму). Например, установлено, что на участках, расположенных от окраин города к его центру и различающихся уровнем антропогенного воздействия, экологическая амплитуда склоняется в сторону эвритопности, что показано на примере божьих коровок, листоедов, жужелиц, мух-тахин, настоящих мух, мух-цветочниц, муравьев /Czechowski, 1981; Czechowska, Bielawski, 1981; Wasowska, 1981; Draber-Monko, 1982; Gorska, 1982; Pisarski, 1982/. Интенсивная хо-

зайственная деятельность приводит к повышению доли коровок-эврибионтов /Пекин, 1996/. Возрастание доли эврибионтных видов насекомых показано Т.И. Ковтун /1996а, б/ в зеленых насаждениях Воронежа. При исследовании популяций насекомых-опылителей на территории г. Кемерово на всех городских участках отмечено возрастание, по сравнению с контролем, доли видов-эврибионтов, снижение числа лесных и лугово-степных видов как по количеству видов, так и по численности особей /Еремеева, Сущёв, 2004, 2005/.

В ряде случаев для индикации можно использовать не обязательно эврибионтные виды, но и специализированные. Эти виды, как правило, имеют узкие параметры какого-либо измерения ниши, оказываются наиболее уязвимыми. Даже в такой группе генералистов, как пчелиные, большее участие в населении вторичных стадий принимают группы, наименее специализированные по питанию и гнездованию – представители родов *Halictus* и *Andrena* /Песенко, 1974/. Увеличение антропогенной нагрузки на сообщества в целом мало отражается на бабочках-генералистах, видовое богатство несет потери за счет остальных видов /Kitahara & Fujii, 1994, цит. по Андреев, 2002/. Таким образом, показателем ухудшения условий следует считать соотношение генералистов и специализированных видов какого-либо таксона.

Тли являются одним из самых специализированных (по питанию и репродуктивной стратегии) и довольно многочисленных в умеренной полосе таксонов высокого ранга (Homoptera: Aphidoidea). Было показано, что в фауне сильно измененных ландшафтов заметно выше доля находок представителей рода тлей, включающего два из пяти видов, известных самой широкой полифагией среди тлей /Андреев, 1999/. Фауна тлей небольших резерватов, как правило, очень небогата. В то же время ее характерная черта – весьма ограниченное присутствие видов-полифагов, которые составляют основу населения вторичных стадий. Таким образом, соотношение специалистов/генералисты среди тлей место обитания может быть хорошим показателем.

Специализированные таксоны не слишком пригодны для мониторинга с точки зрения функциональной целостности их ассоциаций, моделирования и использования индексов относительного видового разнообразия. Но они дают особые возможности для мониторинга биологического разнообразия. Типичный пример – анализ соотношения беспозвоночных генералистов и специалистов /Андреев, 2002/.

Изменение условий среды обитания находит отражение в соотношении отдельных экологических групп в фауне исследуемых территорий. Так, при исследовании биотопического преферендума было установлено, что доля лесных видов долгоносиков к центру Варшавы уменьшается почти в четыре раза, а видов, предпочитающих луговые местообитания, напротив, увеличивается /Cholewicka, 1981/. В парках и лесопарковой зоне г. Орехово-Зуево по мере усиления рекреационного воздействия

отмечено снижение доли лесных видов и увеличение доли луговых и лугово-полевых видов /Хотулева, 1995/. Среди доминирующих жужелиц в Лейпциге при продвижении к окраинам увеличивается доля лесных видов, в основном за счет уменьшения доли мезофильных видов /Клауснитцер, 1990/. Доля видов жуков-листоедов ксеротермных участков и лугов возрастает к центру города /Wasowska, 1981/. Процент мезофильных и особенно ксерофильных видов божьих коровок заметно увеличивается от пригородной зоны к центру Варшавы, при этом в центре города не обнаружены гигрофильные виды. При приближении к центру Варшавы доля видов-эвритопов и обитателей открытых мест растет, а лесных видов – снижается /Czechowska, Bielawski, 1981/. Установлено, что увеличение относительного обилия (в 24 раза) по направлению к промзоне характерно для ксерофилов. Для них выявлена адаптивная реакция к высокому уровню загрязнения атмосферы. Среди ксерофилов высокое относительное обилие в центре города имели клопы *Orthotylus flavosparsus* C. Sahlb. и *Aelia acuminata* L. /Золотарев, 2005/.

На территориях г. Тольятти, испытывающих рекреационное или техногенное воздействие, отмечено снижение числа типично лесных видов – обитателей подстилки и поверхности почвы. Спектр жизненных форм становится более узким и представлен в основном обитателями травянистого яруса. Увеличивается число растительоядных форм /Феоктистов, 1988/. В то же время состав доминантных жизненных форм определяет адаптационный облик населения биотопов, что хорошо продемонстрировано на примере жужелиц /Шарова, 1981/. По смене жизненных форм в сообществах можно судить об изменениях почвенно-растительных условий.

Индикаторным показателем может служить изменение трофической структуры сообществ. Анализ распределения полужесткокрылых разных трофических групп показал, что зоофаги проявляют адаптивную реакцию к увеличению уровня загрязнения атмосферы. Количество этих видов увеличивалось по направлению к промзоне в 2 раза, а их относительное обилие – в 4 раза. В промзоне преобладали хищные клопы *Nabis brevis* Scholtz., *Nabis fesus* L. /Золотарев, 2005/. Показано, что доля видов-фитофагов с колюще-сосущим ротовым аппаратом увеличивается к центру города быстрее, чем доля насекомых с грызущим типом ротового аппарата /Cholewicka, 1981/. Подобное увеличение численности отмечено и у растительоядных пластинчатоусых жуков /Kubicka, 1981/, тлей, растительоядных клопов и всех насекомых, питающихся соком растений /Клауснитцер, 1990/. У тлей прослеживается не только увеличение числа особей, но и видового разнообразия, которое с учетом сходства растительности изучаемых участков не может быть объяснено расширением спектра кормовых растений. На участках, наиболее подверженных антропогенному воздействию, значительно увеличивается доля колюще-сосущих фитофагов (в основном семейств *Aphididae*, *Aphrophoridae*) по мере усиления воздействия, как это полагают авторы /Клауснитцер, 1990/;

Яновский, 1990 и др./ Напротив, у жужелиц в Варшаве отмечено снижение доли зоофагов по направлению от пригорода к центру города /Czechowski, 1981/.

У одних групп доля полифагов с увеличением воздействия возрастает, а монофагов – снижается. Например, такие изменения отмечены у жуков-долгоносиков на территории Варшавы /Cholewicka, 1981/. У жуков-листоедов к центру Варшавы снижается количество как монофагов, так и полифагов, а количество олигофагов растет /Wasowska, 1981/.

Процентное соотношение экологических групп в биотопах меняется в зависимости от силы антропогенного влияния. Доля видов, характерных для нелесных ландшафтов (убиквистов), возрастает на биотопах с более сильным влиянием человека, а в промышленных районах они преобладают /Животные..., 1988/. Таким образом, этот метод применим на территориях, удаленных от техногенных, главным образом в заповедных территориях. В антропогенных ландшафтах метод необходимо дополнять исследованиями других переменных, например, структурных показателей населения насекомых.

При изменении антропогенного пресса, например от периферии к центру города, изменяется соотношение ареалогических групп насекомых, в частности растет доля видов с широким географическим распространением; виды с более узкими границами ареалов встречаются реже. Так, у жужелиц в Варшаве растет число голарктических и палеарктических видов от пригородов к центру города /Czechowski, 1981/. Тенденция роста доли видов с широким географическим распространением к центру города отмечена у жуков-долгоносиков и листоедов, мух-тахин, настоящих мух, мух-цветочниц, муравьев /Cholewicka, 1981; Wasowska, 1981; Draber-Monko, 1982; Gorska, 1982; Pisarski, 1982/.

Кроме отмеченных выше структурных и продукционных индикаторных показателей, можно применять и многие другие переменные, такие, как неметрические и метрические морфологические показатели, особенности метаболизма, биохимические, цитогенетические характеристики насекомых, особенности поведения и др. Однако эти работы единичны. Например, данные об изменениях поведения насекомых при изменении среды обитания имеются лишь в отдельных публикациях /Трофимов, 1984/.

При изучении изменений морфологических показателей у насекомых при антропогенном нарушении среды обитания возможны три типа реакций: изменения размеров тела или его частей, изменения окраски, изменения микроскульптуры поверхности тела. Такие реакции можно рассматривать и как фенотипический ответ на изменение среды обитания, и как отражение изменения генетической структуры популяций /Klausnitzer, Jacob, 1982/. Четкие результаты по насекомым в этом аспекте практически отсутствуют. Имеется информация о тлях *Aphis sambuci* L., у которых обнаружена корреляция лишь одного морфологического признака – длины сифонов – со степенью нарушения сообществ /Richter,

Klausnitzer, Möller, 1980/. В центрах Брно и Братиславы отмечено меньше, по сравнению с окраинами, стафилинид с крупными размерами /Šustek, 1993/. Такие же размерные изменения у стафилинид зафиксированы в промышленной зоне Кривого Рога /Лапин, Погорелый, 1990/ и у жужелиц в г. Остабрюк (Германия) /Wahlbrink, Zucchi, 1994/. Большая часть собранных в г. Остабрюк экземпляров жужелиц имели развитые крылья. Брахиптерные особи встречались, в основном, в окрестностях, а найденные в центре города относились почти исключительно к диморфным или полиморфным видам по степени развития крыльев.

Показано, что в центральной части Нижнего Новгорода размерные характеристики *Cicadella viridis* значительно превышают данные, полученные для контроля, но степень фенотипического разнообразия уступает популяциям, обитающим на окраине города. В центре города отмечены также аномалии (деформации) строения головы /Савинов, 1990/. С увеличением антропогенного воздействия в зеленых насаждениях г. Воронежа значительно сокращается биомасса насекомых, что на фоне общего повышения численности насекомых свидетельствует об уменьшении средних размеров особей /Ковтун, 1996а, б/. Вблизи угольных предприятий г. Прокопьевска отмечены минимальные линейные размеры муравьев *Lasius niger* /Сорокина, 2001/.

Достоверную информацию о состоянии среды можно получить, анализируя не только общие размеры тела насекомых, но и размеры его частей. При этом важным этапом исследований является выделение из ряда морфометрических показателей нескольких значимых переменных. Так, в г. Кемерово в разных по степени воздействия промышленных выбросов районах города были собраны по 90–110 экземпляров муравьев *Lasius niger* в нескольких гнездах, чтобы исключить проявление внутригнездовой изменчивости. У каждой особи были измерены 13 стандартных при измерении муравьев показателей. Из них были выделены 4 статистически значимых признака: длина скапуса сбоку, длина и ширина головы, длина задней голени. Было установлено, что в промышленной зоне города размеры всех значимых признаков муравьев *L. niger* минимальны по сравнению с участками, подверженными меньшей степени загрязнения среды, в том числе и по сравнению с контролем (различия достоверны) /Блинова, Еремеева, 2003/.

Изучение неметрических вариаций окраски надкрылий и жилкования крыльев у семиточечной божьей коровки в условиях различного антропогенного воздействия на урбанизированной территории показало, что в промышленных районах наиболее высока частота вариаций, связанных с резкими отклонениями от нормы; она снижается в окрестностях города /Ермина, 1987/.

Несмотря на малочисленность исследований морфометрических и неметрических показателей у насекомых при антропогенном изменении среды обитания, такие работы, на наш взгляд, являются одним из пер-

спективных методов биоиндикации. Однако следует помнить, что главный недостаток биоиндикации, выполненной на основе исследования морфологических показателей, физиологических, биохимических и цитогенетических характеристик насекомых, – то, что для исследования всей экосистемы берется один или небольшое число видов, у которых исследуется ограниченное количество признаков. Полученные таким образом данные не могут быть перенесены на весь биоценоз. Однако, в отличие от лабораторных тест-объектов, организмы, извлеченные из естественных местообитаний, демонстрируют реакции на весь спектр химических, физических, климатических факторов, характерных для данной экосистемы /Булгаков, 2002/. Поэтому интегральные методы оценки, основанные на исследовании различных типов реакций видов, могут иметь хорошую перспективу развития в будущем и составить конкуренцию методам, использующим структурные и продукционные показатели населения.

Для оценки состояния экосистем наблюдаемые изменения различных переменных, полученные на основе изучения насекомых, необходимо соотнести друг с другом либо с контролем. При этом используется система абсолютных и относительных стандартов /Stocker, 1981, цит. по Козлов, 1990/, описанная ранее.

Сопоставление данных о состоянии экосистем, полученных при использовании насекомых-индикаторов, с физико-химическими показателями, полученными инструментальными методами, может служить основой для диагностики экологического неблагополучия экосистемы и нормирования факторов среды, в первую очередь антропогенных. Это позволит исключить экономический ущерб, регулировать антропогенную нагрузку и тем самым сохранить условия для восстановления нарушенных экосистем; стимулировать постоянное снижение антропогенной нагрузки в нарушенных экосистемах.

Для экологического нормирования необходимо установить связь между концентрацией загрязняющих веществ и реакциями организмов, что часто проводят, анализируя зависимость «доза-эффект» /Klapperstück, 1980; Бирг, 1989 и др./. Однако в таких исследованиях обычно не указывается граница между благополучием и неблагополучием биоты, предельная норма загрязнителя. Её можно определить при построении дозовой зависимости по экспериментальным данным на всем градиенте нагрузки /Воробейчик, Садыков, Фарафонов, 1994/. При этом исходят из того, что большинство дозовых зависимостей для экосистемных параметров при техногенном загрязнении имеет вид S-образной кривой и, следовательно, может быть выражено логистическим уравнением. При этом место перегиба логистической кривой представляет собой критическую точку, предельное значение, характеризующее переход системы из одного состояния в другое в результате превышения допустимого значения абиотического компонента. С помощью построения таких кривых были получены допустимые значения содержания тяжелых металлов в

почве в зависимости от компонента биоты. Исследования проводили с использованием разных организмов, в том числе представителей почвенной мезофауны. Представленная методика важна и работает в условиях реальной экосистемы, однако при ее использовании не учитываются зависимость одного фактора при изменении значения другого; приоритетность, наибольшая потенциальная опасность отдельных факторов; охват всего спектра факторов.

Такие недочеты вполне устранимы при применении биотического подхода к нормированию – выявления в пространстве абиотических факторов границы между областями нормального и патологического функционирования природных объектов. При этом оценка экологического состояния должна проводиться по комплексу биотических показателей, а не по уровням абиотических факторов /Булгаков, 2002/.

К сожалению, в работах, использующих насекомых в качестве индикаторных организмов, исследования ограничиваются проведением лишь начальных этапов индикационных исследований, таких, как выбор биоиндикатора и с его помощью биоиндикация экологического состояния экосистемы. При этом многие приведенные выше методы индикации требуют дальнейшей разработки. В то же время наибольший практический интерес имеют последующие этапы исследований (диагностика неблагополучия экосистемы, нормирование неблагоприятных для биоты факторов среды, дифференциация факторов по степени их опасности), которые почти не разработаны.

1.4. Экспертные оценки применения микроорганизмов в индикации загрязнения почв

В оценке влияния техногенного загрязнения на почвы отмечается несколько направлений: 1 – изучение показателей биологической активности почв в сочетании с агрохимическими характеристиками, что позволяет выявить механизмы и направленность процессов почвообразования; 2 – изучение влияния конкретных загрязнителей на показатели биологической активности почв; 3 – выявление тест-культур для обнаружения и оценки скорости деструкции химических загрязнителей; 4 – изучение вопросов биотрансформации органических соединений, неспецифических для природной среды и т.д.

В основе принципа биологической диагностики почв лежит представление о том, что почва как среда обитания составляет единую систему с населяющими ее популяциями разных организмов. В зависимости от сочетания природных факторов, определяющих почвообразовательный процесс, разные почвы различаются по составу своей биоты, направленности биохимических превращений и содержанию тех химических компонентов, которые являются продуктами этих превращений или их агентами.

Микробиологическая и биохимическая характеристика почв – наиболее сложные разделы почвенной биодиагностики. Микроорганизмы – очень чувствительные биоиндикаторы, резко реагирующие на различные изменения в среде. Отсюда необычайная динамичность микробиологических показателей. Однако в связи с тем, что микробным сообществам принадлежит особая роль в формировании плодородия почв, является актуальным выявление особенностей формирования микробных комплексов городских почв в условиях повышенной техногенной нагрузки.

В городской среде формируются бактериальные и грибные комплексы почв, опада, филопланы, отличающиеся от естественных увеличением удельного веса микроорганизмов, часто не свойственных зональным экосистемам /Марфенина и др., 1996/.

Результаты работы Л.В. Лысак с соавт. /Микробные..., 2000/ позволили выявить специфику таксономической структуры бактериальных комплексов почвы и сопряженных субстратов, а также комплексов почвенных микроскопических грибов в условиях промышленного города с высокой антропогенной нагрузкой. Численность сапротрофно-бактериального комплекса в образцах почвы с разными типами загрязнений (нефть, мазут, полихлорфенилы, цементная пыль, костная мука) была различной, но всегда большей, чем в контрольных вариантах. Во все сезоны максимальные значения регистрировались в почве, загрязненной нефтью, мазутом, цементной пылью, и при комплексном городском загрязнении. Несколько ниже были показатели общей численности в почвах, загрязненных костной мукой и полихлорфенилами. Специфика сапротрофно-бактериального комплекса почвы и сопряженных субстратов в городской экосистеме проявлялась не только на уровне общей численности, но и в таксономической структуре бактериальных сообществ. В образцах городских почв в зависимости от сезона и типа загрязнения выделялось до 20 родов бактерий. Растительные субстраты отличались меньшим родовым богатством (до 15 родов). Аналогичная картина наблюдалась и для микроскопических грибов: почвы города характеризовались существенно большим родовым богатством /Микробные..., 2000/.

Анализ встречаемости различных родов бактерий в зависимости от сезона и типа анализируемого субстрата выявил значительные изменения этого показателя в условиях города. С одной стороны, в городской экосистеме прослеживались некоторые закономерности, свойственные ненарушенным, лесным биогеоценозам /Головченко и др., 1995/: на поверхности растений и в опаде чаще встречались грамотрицательные бактерии родов *Flavobacterium*, *Pseudomonas*, *Xanthomonas*, *Spirillum*, а также скользящие бактерии (цитофаги и миксобактерии) реже – грамположительные бактерии родов *Rhodococcus*, *Cellulomonas*, *Micrococcus* и *Bacillus*. В контроле доминировали артробактерии, бациллы и стрептомицеты. С другой стороны, в городских почвах по сравнению с контролем значительно увеличивалась встречаемость родов *Bacillus*, *Streptococ-*

cus, *Staphylococcus* и граммотрицательных бактерий группы *Cytophaga* – *Flavobacterium*.

Состав почвенных грибов на городских территориях существенно отличался от характерного для зональных, дерново-подзолистых почв. Характерно частое выделение нетипичных для зональных почв грибов: представителей родов *Aspergillus*, *Paecilomyces*, *Verticillium*, наблюдается расширение видового спектра выделяемых из почв фитопатогенов рода *Fusarium*. В городских почвах совершенно не выделяется вид *Mortierella ramanniana*, являющийся индикаторным для подзолистых почв.

В почвах города по сравнению с зональными увеличилось количество меланизированных, темноокрашенных грибов, содержание которых составило до 30–50%, в то время как в зональных почвах оно не превышает 10% /Смирнов, Киприанова, 1990/.

Установлено, что комплексы сапротрофных бактерий и микроскопических грибов в почвах крупного промышленного города с разными типами загрязнений имеют ряд специфических особенностей: увеличивается численность сапротрофных бактерий и разнообразие бактериальных и грибных комплексов, отмечается специфический таксономический состав грибов и бактерий по сравнению с ненарушенными почвами той же природной зоны.

Огромное влияние на микробные комплексы оказывает автотранспортное загрязнение. Придорожные участки загрязняются рядом твердых и газообразных токсикантов: выхлопными газами (главным образом оксидом углерода, оксидами азота и серы и непредельными углеводородами), тяжелыми металлами, отработанными маслами, а также пылью и сажой /Автомобильные..., 1999; Wareham, McBean, Byme, 1988; Angoid, 1997/. Кроме того, в придорожные почвы поступают в значительном количестве легкорастворимые соли (хлориды натрия и калия) в результате применения на дорогах противогололедных смесей. Это приводит к повышению щелочности, экзогенному засолению, ухудшению аэрации и влагопроводности почв /Противогололедные..., 1999; Brod, 1995/.

Исследованиями А.Б. Кулько и О.У. Морфениной /2001/ было установлено, что в зонах различного уровня автотранспортного воздействия комплексы почвенных грибов отличаются по составу, видовой структуре и биоморфологической структуре грибной биомассы. В краевой части придорожных зон уменьшается содержание мицелия в почвах, но увеличивается доля грибных спор. В непосредственной близости с дорогой как в почвах, так и в воздухе четко выражено доминирование темноокрашенных меланинсодержащих грибов.

Накопление в почвах тяжелых металлов приводит к изменению структуры микробных сообществ, к уменьшению биоразнообразия почвенной биоты /Евдокимова, Мозгова, 2000/.

Соединения тяжелых металлов, снижая общую численность микроорганизмов, существенно изменяют состав популяции, поскольку разные

группы микроорганизмов по-разному реагируют на загрязнение. Бактерии, использующие органический азот, довольно чувствительны к действию загрязнителей. Группа микроорганизмов, утилизирующая минеральные формы азота, довольно устойчива к загрязнению тяжелыми металлами, однако устойчивость зависит от дозы токсиканта и типа почв /Кобзев, 1980; Булавко, 1982/.

Высокая чувствительность актиномицетов к загрязнению тяжелыми металлами отмечена в работах многих исследователей /Мозгова, 1978; Наплекова, Степанова, 1981; Евдокимова, 1982; Наплекова, Булавко, 1985; Gingell, Campbell, Martin, 1976/. При дозе ацетата свинца 1000 и 2000 мг/кг почвы наблюдалось полное отсутствие актиномицетов.

Некоторые исследователи указывают на меньшую чувствительность грибов к действию тяжелых металлов, считая, что устойчивость грибов связана с их физиологическими особенностями /Никитина, Мамитко, Мамитко, 1980; Ильин, 1985; Евдокимова, Мозгова, 2000/. В процессе жизнедеятельности грибы выделяют органические кислоты, которые нейтрализуют действие тяжелых металлов, образуя с ними комплексы, менее токсичные, чем свободные ионы.

В почвах, подвергшихся нефтяному загрязнению, наблюдается увеличение разнообразия микромицетов, снижается степень доминирования отдельных видов /Бакаева, Мифтахова, 2001/. Ф.М. Хабибулина и И.Б. Арчегова /2001/ в почвах, загрязненных нефтью, отмечают обеднение состава микобиоты. Из загрязненной нефтью почвы они выделили всего десять микромицетов, которые представлены тремя видами – целлюлозолитиками: *Chaetomium globosum*, *Ch. Indicum*, *Ch. Spirale*, несовершенными грибами – *Aspergillus fumigatus*, *Penicillium funiculosum*, *Penicillium paxilli*, *P. Lanosum*, *P. Tardum* и темноокрашенным стерильным мицелием *Mucella sterilia*. Пять видов грибов являются темноокрашенными, т.е. меланиносодержащими, содержание которых является надежным биоиндикационным показателем неблагоприятного экологического состояния изучаемого объекта. Г.Ф. Ямалетдинова с соавт. /2001/ указывает, что для мониторинга и индикации нефтяного загрязнения почв наиболее подходящими являются численность сульфатовосстанавливающих бактерий и видовое разнообразие аэробных бацилл.

Многочисленные исследования обнаруживают сильное влияние промышленного загрязнения почв на один из важнейших факторов трансформации органического вещества – ферментативную активность /Долгова, 1980; Гапонюк, Кузнецова, 1984; Кучма, 1987; Гришина, 1990; Хазиев, 1990; Абрамян, 1992; Павлюкова, Долгова, 1993; Григорян, Галстян, 1996; Иерархическая..., 1997; Киреева, Новоселова, Хазиев, 1997; Шатохина, Христенко, 1998/. Следовательно, активность почвенных ферментов можно использовать в качестве диагностического показателя степени загрязнения почв /Иерархическая..., 1997; Шатохина, Христенко 1998; Павлюкова, Долгова, 1993/.

Попадая в почву, тяжелые металлы, радиоактивные элементы, ртутные соединения, продукты переработки нефти и другие загрязнители в зависимости от состава и количественного их соотношения по-разному влияют на ферментативную активность почв, способствуя как подавлению, так и активации процессов биохимической трансформации органических веществ.

Ферментативная активность также зависит от изменения микробиологических и других биохимических характеристик, мобилизации в почве органических соединений фосфора, углерода и азота. Для почвенных микроорганизмов и растений, не способных фиксировать азот из атмосферы в процессе жизнедеятельности, азотное питание всегда находится в минимуме, и они реагируют бурным развитием на избыток органического азота в почве, а также минерального.

Под действием экзогенного азота активизируются биохимические процессы гидролиза почвенного органического вещества, в результате увеличивается рост ферментного потенциала почвы / Хазиев, Агафарова, Киреева, 1972/. В литературе имеются данные о влиянии соединений азота на дегидрогеназу, каталазу, инвертазу и нитритредуктазу почв. Установлено, что загрязнение почв диоксидом азота вызывает снижение активности дегидрогеназы, каталазы и инвертазы и возрастание активности нитратредуктазы /Павлюкова, Долгова, 1993/.

Ионы тяжелых металлов ингибируют ферментативные реакции, образуя комплексы с ферментом путем присоединения к активной группе или путем реакции с комплексом «фермент-субстрат». Получена тесная отрицательная корреляция между активностью дегидрогеназы и высокими концентрациями никеля, свинца, кадмия и ванадия /Смит, 1985/. Согласно данным Л.А. Гришиной /1990/, при действии высоких концентраций меди и цинка подавлялась активность уреазы и кислой фосфатазы. Наиболее эффективными ингибиторами активности кислой фосфатазы являются ртуть, мышьяк, вольфрам и молибден, а щелочной фосфатазы – серебро, кадмий, ванадий и мышьяк. Медь, цинк, свинец и кадмий вызывали подавление активности амилазы, ртуть – целлюлазы, ксилоназы (1 000 мг/кг) и инвертазы (100 мг/кг). Содержание в почве серебра, ртути, бора, ванадия и молибдена в концентрациях 25 мкмоль/г почвы наиболее сильно ингибировали активность арилсульфатазы. Имеются сведения о снижении активности аскорбатоксидазы при внесении в почву меди и ртути /Иерархическая..., 1997/. При внесении в почву свинца в форме $Pb(NO_3)_2$ в количествах 500–2000 мг/кг отмечалось снижение активности уреазы и дегидрогеназы.

Под действием тяжелых металлов наблюдается снижение активности важных для функционирования экосистемы биохимических процессов: нитрификации, аммонификации, азотфиксации, разложения клетчатки и др. Реакция на возрастание концентраций тяжелых металлов в почве очень сложна, поэтому не всегда удается правильно и полно объяснить полученные результаты /Булавко, 1982; Наплекова, Булавко, 1985/.

Промышленные загрязнения определенного состава могут вызывать активизацию почвенных ферментов. Например, тяжелые металлы в совокупности с другими соединениями способствуют созданию в почве нейтральной реакции среды, оптимальной для действия ряда ферментов, при этом отмечается повышение активности каталазы, дегидрогеназы, сульфидоксидазы. Поступление и накопление в почве фенольных соединений, содержащихся в промышленных выбросах, вызывает активизацию феноксидазы /Гришина, 1990/.

Отмечено, что среди почвенных ферментов дегидрогеназа и уреазы наиболее чувствительны к действию газопылевых выбросов комплексного состава /Гришина, 1990/.

По мнению М.М. Умарова, Е.Е. Азиевой /1980/, наиболее информативным показателем влияния токсичных газов и тяжелых металлов на почву является подавление азотфиксирующей активности почвенных микроорганизмов. Аммонификация и нитрификация являются более устойчивыми показателями, а в ряде случаев промышленное загрязнение вызывает даже активацию этих процессов.

Загрязнение почв нефтью и продуктами ее переработки приводит к заметному сдвигу в составе биоты. Почва обогащается микроорганизмами, способными разлагать углеводороды. Имеющиеся в литературе данные указывают на ингибирующее действие различных доз нефти на активность некоторых ферментов. Установлено, что парафиновые и циклопарафиновые углеводороды стимулируют активность фосфатазы, а ароматические углеводороды даже в дозе 0,5% оказывают ингибирующее действие /Киреева, Новоселова, Хазиев, 1997/.

В г. Кемерово трансформация геохимических характеристик приводит к изменению структуры микробоценозов городских почв. Наблюдается увеличение количества бактерий, утилизирующих органические формы азота, в том числе спорообразующих, при одновременном угнетении микрофлоры, утилизирующей минеральные формы азота, в том числе актиномицетов, отмечается снижение коэффициентов минерализации (КАА/МПА в городских почвах меньше 1). Установленный факт указывает на замедление процессов минерализации азотсодержащего органического вещества в почвах города. В городских почвах изменяется ферментативная активность. Наблюдается увеличение активности инвертаз, уреаз, фосфатаз, снижается активность протеаз. Выявлена положительная корреляционная связь между количеством аммонификаторов и активностью почвенных протеаз ($r = 0,37$). Таким образом, снижение количества аммонификаторов и активности почвенных протеаз может являться одной из причин замедления процесса минерализации азотсодержащих органических соединений. Увеличение в почвах города сульфатной серы инициирует увеличение численности сульфатредуцирующих бактерий, особенно в почвах Кировского и Рудничного районов ($r = 0,63$). Следовательно, количественное определение содержания в почвах сульфатреду-

цирующих бактерий может являться биотестом на загрязнение почв сульфатами. Выявлено, что одним из факторов, вызывающих негативные изменения биологической активности почв, является техногенное загрязнение. Содержание аммонификаторов отрицательно коррелирует с уровнем в почвах хлоридов и сульфатов ($r = -0,55$ и $-0,32$ соответственно), общее количество микроорганизмов, активность инвертаз и уреаз отрицательно коррелируют с количеством в почвах хлоридов, сульфатов и свинца ($r = -0,68, -0,29, -0,25$ в первом случае, $r = -0,48, -0,55, -0,24$ во втором случае и $r = -0,37, -0,38, -0,73$ в третьем случае соответственно) /Неверова, Егорова, Будников, 1999; Неверова, Морозова, Гридина, 2000; Неверова, 2001в; Неверова, Позняковский, Егорова, 2003; Неверова, 2004/.

Один из общих принципов биологической оценки повреждений почвенной среды заключается в том, что микробная система почв при разного рода антропогенных загрязнениях реагирует сходным образом путем изменения состава активно функционирующих популяций входящих в сообщество микроорганизмов. Последовательность этого изменения в градиенте концентрации загрязнителя следующая: сохранение стабильности сообщества (зона гомеостаза), перераспределение доминирующих популяций (зона стресса), преимущественное развитие устойчивых популяций (зона резистентности) и полное подавление развития микроорганизмов (зона репрессии). Устойчивость почвенной системы по отношению к загрязняющим агентам оценивается по величине зоны гомеостаза, которая для разных почв может варьировать в больших пределах.

Одна и та же доза загрязнителя может вызывать разной степени повреждения, поэтому при нормировании следует учитывать, что единого значения ПДК для различных почв быть не может. При разработке системы мониторинга состояния почвенного покрова в связи с антропогенными нагрузками используются все показатели, характеризующие биологическую активность почв.

Разные группы почвенных микроорганизмов способны аккумулировать химические загрязнители. Выявлена способность к аккумуляции азобензола некоторыми штаммами гетеротрофных бактерий /Конева, Круглов, 2001/. Г.И. Каравайко и А.А. Корневским /цит. по Мурзакову, 1991/ изучена способность биомассы бактерий, актиномицетов, дрожжей и мицелиальных грибов адсорбировать *Mo* из растворов. Установлено, что биомасса всех типов указанных микроорганизмов при pH 1,8–2,5 адсорбирует 95% металла в течение 30–60 мин. Наибольшей адсорбционной способностью обладает биомасса *Rhizopus arrhizus*. Канадским ученым М. Тезос /цит. по Мурзакову, 1991/ отмечается, что биосорбция – процесс, осуществляемый как мертвыми, так и живыми клетками, причем иногда более эффективно мертвой биомассой. Это физико-химический процесс, основанный на поверхностных свойствах микробной клетки. При этом наблюдается селективность и специфичность экстракции и удерживания тех или иных ионов металлов из водных растворов. Осуще-

ствлена биосорбция урана микробной массой при его концентрации от 100 мг/л до 300 мг/л при pH 1,5–2,0 в присутствии широкого спектра катионов и анионов, таких, как SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Fe^{2+} , Al^{3+} , удалось сконцентрировать уран до уровня 14 000 мг/л.

Учеными Великобритании (Р. Илери с соавт.) /цит. по Мурзакову, 1991/ проведены эксперименты по применению неживой биомассы *Rhizopus arrhizus* с целью биосорбции *Cu* в концентрации 2 мг/л. Показано, что иммобилизованная неживая биомасса не снижает свою активность в течение 10 мес. при хранении в формальдегиде.

С практической точки зрения наибольший интерес представляет разработка методов биоремедиации с использованием штаммов микроорганизмов-деструкторов, способных утилизировать смеси ксенобиотиков в качестве источников углерода и энергии.

Одной из серьезнейших экологических проблем является загрязнение окружающей среды нефтепродуктами. Загрязнение почв нефтью и продуктами ее переработки приводит к заметному сдвигу в составе биоты. Почва обогащается микроорганизмами, способными разлагать углеводороды. Количественное определение содержания в почвах углеводородокисляющих микроорганизмов было положено в основу метода биологической индикации на газовые и нефтяные месторождения. Газообразные углеводороды, главным образом метан и пропан, поступают в почву из газоносных слоев. В верхних слоях почвы они окисляются почвенными микроорганизмами. Газоиспользующие микроорганизмы – это в основном представители группы аэробных грамотрицательных бактерий родов *Pseudomonas*, *Methylococcus*, *Methylobacter*, *Methylosinus* и др. Микроорганизмы, использующие высшие гомологи метана – обычные обитатели нефтеносных почв и служат индикаторами на нефтяные месторождения или на загрязнение почв нефтяными продуктами антропогенного происхождения. Нефть стимулирует рост некоторых почвенных грибов, например представителей родов *Paecilomyces*, *Fusarium*. Некоторые виды *Scolecobasidium* обнаружены только в почвах, насыщенных нефтепродуктами.

Изыскание и выделение микроорганизмов, обладающих углеводородокисляющей активностью, позволило создать препараты, применяющиеся для очистки почвы и воды от нефтяных загрязнений /Полевой..., 1997; Способ..., 1994/. При использовании микробных препаратов окисляются преимущественно парафины нефти /Halotolerant..., 1993/. Выявлены микроорганизмы, утилизирующие трудноокисляемые фракции нефти – технические нефтяные масла. К ним относят микроорганизмы родов *Acinetobacter*, *Pseudomonas* /Свойства..., 1984; Halotolerant..., 1993/, штаммы *Rhodococcus erythropolis* /Деградация..., 2001/. Обнаружены штаммы-деструкторы полициклических ароматических углеводородов, содержащихся в нефти, продуктах ее переработки, отходах коксохимического и других химических производств, которые отнесены к родам:

Rhodococcus, *Arthrobacter* (группы видов *A. Globiformis* и *A. Nicotianae*), *Bacillus* и *Pseudomonas* /Бактерии..., 2001/. Исследованиями И.А. Кошелевой с соавт. /Деградация..., 2000/ установлено, что штаммы *Pseudomonas putida*, утилизирующие нафталин и салицилат, образуют мутанты, способные использовать фенантрен в качестве единственного источника углерода и энергии. Возникновение у нафталиндеградирующих микроорганизмов способности к росту на фенантроне связано с изменением характера синтеза ключевого фермента биодеградации нафталина – нафталиндиоксигеназы с индуцибельного на конститутивный.

В последние годы показана способность некоторых бактерий разлагать сложные смеси, состоящие из различных ароматических соединений, что в ряде случаев связано с присутствием в одной клетке нескольких путей подготовительного метаболизма этих соединений. Установлено, что штамм *Burkholderia sp. JS150* способен расти на бензоле, толуоле, этилбензоле, бензоате, оксibenзоатах, хлорбензолах, феноле, нафталине и их смесях /Haigler et al., 1992/. Среди грамположительных бактерий аналогичной способностью утилизировать широкий круг ароматических соединений обладает штамм *Rhodococcus opacus GM-14* /Utilization..., 1995; Effect..., 1999/.

Методами генной инженерии сконструированы штаммы микроорганизмов с повышенной эффективностью биодеградации ядохимикатов, в частности штамм *Pseudomonas ceparia*, разрушающий 2, 4, 5-трихлорфеноксиацетат /Егоров, Олескин, Самуилов, 1987/.

Таким образом, анализ литературных источников показал, что такие показатели биологической активности почв, как численность, структура микробоценозов, ферментативная активность, можно использовать для оценки суммарного техногенного загрязнения почв. Микроорганизмы-накопители, а также численность микроорганизмов, использующих в качестве субстрата питания вещества техногенного происхождения, пригодны для количественной оценки загрязнения почв конкретным токсиантом.

Глава 2. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ БИОИНДИКАТОРОВ ДЛЯ ЗОНИРОВАНИЯ ГОРОДСКИХ И ПРИЛЕГАЮЩИХ К НИМ ТЕРРИТОРИЙ

Одним из условий экологически сбалансированного развития городов (расширение жилых районов, строительство и реконструкция промышленных предприятий) является проведение атмосфероохранного мониторинга, дающего объективную оценку текущего состояния, сравнительных характеристик и тенденций изменения загрязнения атмосферы.

Основу системы мониторинга составляют регулярные наблюдения, являющиеся единственным источником прямой и статистически обеспеченной информации /Израэль, Гасилина, Ровинский, 1978/. Такого рода наблюдения за загрязнением атмосферы в городах осуществляются центрами по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды на стационарных постах по основным загрязняющим веществам. Кроме того, неотъемлемой частью мониторинга являются модельные расчеты загрязнения атмосферы по данным о выбросах. Нормативным документом для проектных работ и определения предельно допустимых выбросов (следовательно, и платы за выброс) на территории России утверждена единая модель атмосферного переноса для расчета максимальных разовых (средненных за 20-минутный интервал) концентраций загрязняющих веществ /Методика расчета..., 1987/. При определении уровня загрязненности рассчитанные значения сравниваются с разовыми предельно допустимыми концентрациями (ПДКр) для населенных мест.

При всех достоинствах такого подхода, в нем не учитывается тот факт, что в конкретном городе (в силу сложившегося расположения промышленных предприятий и локальной розы ветров) отдельные районы оказываются загрязненными значительно чаще, чем другие. Представляется достаточно очевидным, что в случае превышения ПДКр именно частота появления повышенных концентраций определяет уровень вредного воздействия загрязнения атмосферы как на человека, так и на другие компоненты природной среды, в том числе и на древесные растения. Климатическую повторяемость метеоусловий, определяющих процессы распространения примесей в атмосфере города, учитывают модели расчета среднегодовых концентраций /Берлянд, Генихович, Чичерин, 1984;

Быков, 1988/, основная сложность применения которых заключается в необходимости обработки большого ряда метеорологических наблюдений для построения функции распределения метеоусловий (обобщенной «розы ветров»).

Преимущество методов биоиндикации заключается в том, что с их помощью можно осуществлять экологическое зонирование территорий. Это позволяет определять характер распределения поллютантов по территории, выявлять зоны с разным уровнем загрязнения среды и экологической опасности для наземных экосистем, разрабатывать прогнозы развития экологической опасности. Кроме того, биомониторинг, представляя самостоятельный научный и практический интерес, может быть использован для оценки качества моделей среднегодового загрязнения и полноты инвентаризации выбросов.

В зависимости от цели экологического зонирования в биоиндикации загрязнения окружающей среды могут использоваться организмы-накопители, а также организмы с высокой чувствительностью к поллютантам. Если необходимо зонировать территорию по конкретному загрязнителю, используют организмы-накопители, при этом выбирают виды с максимальной поглотительной способностью к данному поллютанту. Если стоит задача зонирования территории по комплексу загрязняющих веществ, то лучше использовать организмы с высокой чувствительностью физиолого-биохимических процессов к ним.

Для определения качества среды и особенно атмосферного воздуха преимущественно используют автотрофные организмы, так как биомасса продуцентов составляет 90% и они определяют многие важнейшие параметры экосистем. Однако имеется практический опыт применения для этих целей и других организмов, например насекомых.

В работах по использованию биоиндикаторов в экологическом зонировании территорий необходимо соблюдать некоторые методические подходы. Важным методическим моментом является равномерное представительство биоиндикаторов по всей изучаемой территории. Если это древесные насаждения, то они должны быть одинаковыми или близкими по составу пород, возрасту, бонитету, полноте и типу леса. Как показывает анализ подобных исследований, в городе необходимо одну пробную площадь закладывать на 10–30 га территории, а в лесной местности (за городом) на 5–10 и даже 20–50 км². Пробные площади должны быть по возможности равномерно распределены по всей территории, и их плотность вблизи источников эмиссий должна быть выше в 2 и более раза. Для правильного составления экологического прогноза необходимо провести биоиндикацию и в условно чистой (контрольной) зоне, местонахождение которой определяется в каждом конкретном случае исходя из таких показателей, как мощность выбросов, характер их распространения по территории и т.п.

2.1. Использование фитоиндикаторов-накопителей в экологическом зонировании территорий

Существует опыт использования растений-накопителей для зонирования городской территории серосодержащими соединениями /Неверова, 2001в; Неверова, Быков, Морозова, 2001; Неверова, Быков, 2003; Неверова, 2004/.

В г. Кемерово выполнено экологическое зонирование территории по содержанию экзогенной серы в листьях березы повислой с целью оценки загрязнения территории серосодержащими соединениями. Для подлинной оценки влияния промышленности на окружающую природную среду данные содержания экзогенной серы в листьях исследуемых растений сопоставлены с расчетными величинами серосодержащих примесей в приземном слое атмосферы города.

На основе долгосрочной модели атмосферной диффузии А.А. Быковым были проведены расчеты среднегодовых концентраций суммы серосодержащих выбросов в приземном слое атмосферы /Неверова, Быков, Морозова, 2001/.

На основании полученных экспериментальных данных в черте г. Кемерово было выделено три типа территорий, характеризующихся различным уровнем накопления в листьях березы экзогенной серы.

1 зона – максимального загрязнения растений экзогенной серой, содержание которой в листьях березы составляет 0,101–0,152% массы сухого вещества (включает территорию Кировского, основную часть территории Рудничного районов и приречную часть Заводского района); 2 зона – среднего загрязнения растений экзогенной серой, уровень которой в листьях березы составляет 0,036–0,10% массы сухого вещества (территория Ленинского, основная часть территории Центрального районов, а также незначительные участки Рудничного и Заводского районов); 3 зона – минимального загрязнения листьев березы экзогенной серой, содержание которой составляет 0,012–0,035% массы сухого вещества (Заводский район и прилегающие к нему участки Центрального района).

Для сравнительного анализа результатов накопления экзогенной серы в листьях березы повислой и расчетных концентраций суммы серосодержащих выбросов в приземном слое атмосферы по каждому квадрату было высчитано среднее содержание исследуемых параметров. Выявлена прямая корреляционная связь между содержанием экзогенной серы в листьях березы и концентрацией серосодержащих примесей в приземном слое атмосферы по квадратам ($r = 0,779$ при $p < 0,05$).

Таким образом доказана возможность использования такого показателя, как содержание экзогенной серы в листьях древесных растений, для экологического зонирования территории города с целью оценки ее загрязнения серосодержащими соединениями. На основании проведенного зонирования автором был сделан экологический прогноз: максимально

разовые и среднегодовые концентрации серосодержащих выбросов в атмосфере города превышают допустимые уровни загрязнения минимум в 2 раза, если учитывать тот факт, что в 1 зоне содержание общей серы в листьях березы превосходит контроль более чем в 2 раза.

2.2. Использование фитоиндикаторов с высокой чувствительностью к поллютантам в экологическом зонировании территорий

В последние годы достаточно широко используются морфофизиологические параметры растений для экологического зонирования территорий, загрязненных промышленными выбросами /Николаевский, 1999; Николаевский, Баканов, 1995; Неверова, Николаевский, 2002; Быков, Неверова, 2002; Экологическое зонирование..., 2003; Неверова, Колмогорова, 2003; Неверова, Еремеева, Сущёв, 2003; Неверова, 2004; Бережная, 2005; Афанасьева, 2005/.

В.С. Николаевским /1999/ для экологического зонирования г. Королева применено несколько методов фитоиндикации – лихенометрический, морфометрические (по радиальному приросту, приросту побегов и хвои у сосны), физиолого-биохимические и биофизические (активность пероксидазы, замедленная флуоресценция хвои сосны). Экологическое зонирование, выполненное по каждому индикационному признаку, позволило на территории города выделить 3 зоны с разным уровнем суммарного загрязнения. Некоторые различия в границах зон явно вызваны недостаточно полным сходством насаждений, почвенных и микроклиматических условий на пробных площадях. Выполненное экологическое зонирование позволило автору сделать заключение о том, что выброс поллютантов предприятиями города должен быть снижен минимум в 3 раза, а с учетом переноса их из Москвы – в 5 раз, на основании того, что радиальный прирост и ряд биометрических параметров побегов и хвои сосны в 1 зоне (западная и центральная часть города) ниже условного контроля на 50–68 и 60–78%.

О.А. Неверовой /2004/ для зонирования территории г. Кемерово были применены морфофизиологические показатели жизнедеятельности растений – радиальный годичный прирост сосны обыкновенной, активность пероксидазы листьев березы повислой, ИЧВ, рассчитанный по параметрам лихенофлоры.

Для повышения надежности экологических прогнозов автором использован дистанционный мониторинг – метод моделирования загрязнения атмосферного воздуха на основе данных инвентаризации выбросов и климатического распределения метеопараметров (направление, скорость ветра и состояние устойчивости атмосферы). Результаты решения по-

ставленных задач представлены графически на карте-схеме города и сопоставлены с целью оценки их информативности.

Моделирование суммарного загрязнения атмосферного воздуха выполнено по 33 загрязняющим веществам, у которых максимальные значения расчетных среднегодовых концентраций больше 0,1 ПДКс. На территории города выделено несколько зон, для которых значения комплексного показателя загрязнения (КП) составили соответственно 9, 5, 4 и 3. Установлено, что зона максимального загрязнения атмосферы носит очаговый характер и располагается в западной и срединной частях города, вокруг которых концентрическими кругами располагаются зоны с более низкими значениями КП.

Результатами фитоиндикационных исследований установлено, что на территории города выявлено 3 зоны: 1 – зона опасного загрязнения воздуха, выше критического (территория Кировского и частично Рудничного районов), 2 – зона сильного загрязнения (основная часть Заводского и Центрального районов), 3 – зона умеренного загрязнения (территория Ленинского района). Границы выявленных зон с применением различных фитоиндикационных характеристик оказались достаточно близкими и вполне сопоставимыми. Выявлена корреляционная связь фитоиндикационных показателей, использованных для оценки суммарной техногенной нагрузки с КП загрязнения ($r = -0,68; -0,57; 0,62$ для радиального прироста у сосны, ИЧВ, активности пероксидазы березы соответственно), что подтверждает возможность их использования для оценки уровней загрязнения атмосферного воздуха. Результаты исследований позволили автору сделать экологический прогноз.

Л.В. Афанасьевой /2005/ проведено картирование территории бассейна р. Селенги по жизненному состоянию древостоев сосны. Это позволило выделить три поля загрязнения – Улан-Удэнское, Гусиноозерское и Нижнеселенгинское, общей площадью 660 тыс. га, отличающихся по количественному соотношению поллютантов и общей токсической нагрузке. Картирование территории позволило установить, что характерной особенностью загрязнения бассейна р. Селенги техногенными эмиссиями является отсутствие выраженного слияния выбросов отдельных промузлов и образования общего трансрегионального поля загрязнения.

Динамическое картографирование древостоев, подвергшихся воздействию фторсодержащих эмиссий Шелеховского промузла, позволило Н.С. Бережной /2005/ установить, что за прошедшее десятилетие общая площадь ослабленных лесов увеличилась почти вдвое и составляет более 130 тыс. га, в том числе сильно угнетенных – 12 тыс. га, среднеугнетенных – 54, слабоугнетенных – 66 тыс. га. Прогнозные расчеты свидетельствуют, что в случае сохранения объемов выбросов на существующем ныне уровне угнетение древостоев будет сохраняться на прежнем уровне, увеличение эмиссионной нагрузки на 30% приведет к прогрессирующему ослаблению древостоев в ближайшие 2–3 года.

М.В. Баумгертнер /1999/ по таким показателям лишенофлоры, как видовой состав и степень покрытия отдельных видов, проведено картирование загрязнения воздуха г. Новокузнецка и кузедеевского Липового острова. По интервалам значений I.P., предложенным Х. Трассом, на карте Новокузнецка и Липового острова выделены 3 зоны загрязнения. Зонирование территории Новокузнецка позволило дать количественную характеристику состояния лишайниковых группировок, отражающую степень загрязнения атмосферного воздуха города, выделить наиболее устойчивые к промышленному воздействию виды лишайников. При географическом анализе лишенофлоры Липового острова выявлено 66 видов лишайников неморального элемента, количество которых наименьшее в зоне максимального загрязнения (14 видов).

2.3. Использование насекомых в экологическом зонировании территорий

В г. Кемерово существует опыт применения комплекса герпетобионтов – обитателей напочвенного яруса биогеоценозов для экологического зонирования территории /Экологическое зонирование..., 2003/.

Анализ материала герпетобионтных членистоногих показал, что наибольшее их количество встречается в промышленной зоне и в сосновом бору, расположенном в черте города. Самыми многочисленными группами являются жесткокрылые и перепончатокрылые. Жесткокрылые преобладают по плотности в промышленной зоне (55,5% от сборов всех герпетобионтов на участке) и на окраине Ленинского района (45,6%). На остальных участках наибольший вклад в структуру герпетобия вносят перепончатокрылые, представленные различными видами муравьев.

Корреляционный анализ связи плотности герпетобионтных членистоногих с КП воздуха показал, что существует достоверная положительная связь при рассмотрении суммарной плотности всех герпетобионтов и плотности паукообразных.

Для насекомых достоверная положительная связь с КП установлена для отрядов жесткокрылых и полужесткокрылых. Наибольший коэффициент корреляции получен для полужесткокрылых. Сопоставление полученных результатов плотности герпетобионтов с зональностью загрязнения атмосферного воздуха продемонстрировало следующие данные для территории города: при КП = 9 плотность герпетобионтов составила 89,3, при КП = 5 соответствует 78,4, при КП = 3 равняется 58,5 экз. на 10 ловушко-суток /Неверова, Еремеева и др., 2003/.

По результатам биоиндикационных исследований проведено экологическое зонирование. Выделено 3 зоны с различным экологическим состоянием. 1 – зона опасного загрязнения воздуха, выше критического, находящаяся на территориях Кировского, Рудничного, Заводского и Цен-

трального районов города: КП = 9, плотность герпетобионтов составляет 89,3 экз. на 10 ловушко-суток. 2 – зона сильного загрязнения, которая прилегает к 1 зоне и находится на территориях Рудничного (северо-восточная часть), средней части Центрального и Заводского (район ФПК, п. Южный) районов города: КП = 5, плотность герпетобионтов равна 78,4 экз. на 10 ловушко-суток. 3 – зона умеренного загрязнения, включающая основную часть Ленинского района, примыкающую к нему восточную часть Центрального и Заводского районов города. В данной зоне КП = 3, плотность герпетобионтов – 58,5 экз. на 10 ловушко-суток.

Таким образом, установлено, что такой показатель, как плотность герпетобионтов может применяться для выявления зон с различным уровнем суммарного загрязнения воздуха.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Ухудшение экологической обстановки на Земле в целом и во многих промышленных странах стало неоспоримым фактом уже во второй половине XX в. Это способствовало пересмотру экологических концепций охраны природы и поиску новых эффективных методов оценки загрязнения среды и состояния биоты на всех уровнях ее организации, разработке новых экологических нормативов допустимых антропогенных нагрузок на природные системы.

Работы по экологическому мониторингу (программы Глобальной системы мониторинга окружающей среды и Единой государственной системы экологического мониторинга РФ) представляют комплексные исследования лишь в отдельных пунктах Земли или страны (на 8 биосферных и 117 базовых станциях). В связи с глобальным и региональным повышением уровня промышленного загрязнения среды (дальний и трансграничный перенос поллютантов) назрела необходимость перехода от точечного и локального проведения мониторинга к пространственному (региональному) и постоянному. В этом случае методология мониторинга и работ по оценке воздействия на окружающую среду должна быть совершенно иной, чем в названных программах.

Экологический мониторинг должен начинаться с инвентаризации состояния окружающей среды на всей территории страны или вначале в промышленных и урбанизированных регионах, где техногенез и рекреация превышают допустимый или критический уровень и заметны признаки дигрессии природных систем. В последствии экологический мониторинг может быть расширен на всю территорию страны. По менее полной программе экологический мониторинг должен проводиться ежегодно или периодически (1 раз в 3–5 лет). В этом случае при проведении экологической инвентаризации природных систем на больших территориях использование методов дем- и синэкологии становится невозможным, так как резко возрастает объем работ. Для этих целей более применим биомониторинг.

Суть методологии биомониторинга заключается в том, что с помощью методов биоиндикации на территории региона производится инвентаризация уровней загрязнения окружающей среды и одновременно – состояния наземных экосистем. Это позволяет проводить экологическое

зонирование по показателям состояния экосистем (опыт/контроль) и давать прогноз развития ситуации на будущее.

Как показал обзор литературных данных, реакции биоиндикаторов, чувствительных к техногенным выбросам, а также изменение состава и численности биоты – неспецифичны, поэтому они могут использоваться для оценки комплексного влияния техногенных выбросов, так как не позволяют выявлять действие какого-либо токсиканта в отдельности. Обнаружить конкретный токсикант и провести количественную оценку загрязнения им атмосферного воздуха и почв позволяют биоиндикаторы-накопители, а также микроорганизмы, использующие этот химический загрязнитель в качестве субстрата питания.

Анализ опубликованных работ показывает, что более детально изучены и апробированы методы фитоиндикации загрязнения атмосферного воздуха и разработаны методические подходы к их использованию в экологическом зонировании территорий. Древесные растения можно использовать для индикации суммарных уровней загрязнения городской среды, а также для контроля присутствия в воздухе конкретных загрязнителей техногенного происхождения. В первом случае в качестве индикационных характеристик можно использовать физиолого-биохимические, морфометрические, анатомические показатели состояния ассимиляционного аппарата, а также индексы соотношений биофильных и техногенных элементов в листьях и хвое растений. Во втором случае для контроля присутствия конкретных токсикантов в воздухе можно использовать СПК тяжелых металлов в листьях растений и $K_{об}$ листьев и хвои растений, а также показатель экзогенного накопления для биофильных элементов.

Показатель биологического поглощения древесных растений является малопригодным (или неинформативным) для контроля загрязнения почв в урбанизированной среде, так как высокий уровень техногенного загрязнения почв вызывает подавление поглощения растениями широкого спектра химических элементов.

Для повышения надежности экологических оценок и прогнозов необходимо использовать не один, а несколько (3–5) методов биоиндикации.

Опыт экологического зонирования территорий, подверженных комплексному загрязнению, с использованием фитоиндикации показывает, что довольно успешно с этой целью применяются такие морфофизиологические показатели состояния растений, как активность пероксидазы, радиальный прирост, а также ИЧВ, рассчитанный по параметрам лишенофлоры.

Достаточно много сведений об использовании насекомых в индикации атмосферного загрязнения, а также показателей биологической активности почв в диагностике их загрязнения. Как показывает анализ литературных источников, в условиях техногенной нагрузки изменение структуры и численности микробоценозов, ферментативной активности

почв являются неспецифической реакцией и могут использоваться для оценки суммарного загрязнения почв. Микроорганизмы-накопители, а также группы микроорганизмов, способные использовать химические соединения техногенного происхождения в качестве субстрата питания, могут использоваться для оценки уровней загрязнения почв данными экзгаллатами.

Оценку состояния экосистем методами с использованием насекомых проводят на разных уровнях организации живого вещества. Наиболее изучены реакции насекомых на организменном и популяционно-видовом уровнях. Насекомых используют как индикаторы в узком смысле слова (виды-указатели, реагирующие на нарушения) и как тест-организмы (аккумулирующие загрязняющие вещества).

Наиболее распространены методы, основанные на изучении структурных и продукционных показателей населения насекомых. Слабо используются для индикации неметрические, морфометрические, физиологические, биохимические, цитогенетические характеристики насекомых, особенности их поведения. При этом многие методы энтомоиндикации требуют дальнейшей разработки.

В работах, использующих насекомых в качестве индикаторных организмов, исследования ограничиваются лишь проведением начальных этапов индикационных исследований, таких, как выбор биоиндикатора и оценка с его помощью экологического состояния экосистемы. Существуют лишь единичные попытки использования насекомых для зонирования загрязненных территорий и прогнозирования ситуации при различных сценариях техногенной нагрузки. В то же время наибольший практический интерес имеют последующие этапы исследований (диагностика неблагополучия экосистем, нормирование антропогенных нагрузок и т.д.), которые почти не разработаны.

Необходимы совершенствование, доработка и расширение использования биоиндикационных методов в прикладной экологии. Первый шаг в этом направлении – накопление и систематизация опыта таких работ.

ЛИТЕРАТУРА

- Абатуров, А. В.** Лесная древесная растительность как индикатор состояния окружающей среды // Биоиндикация состояния окружающей среды Москвы и Подмосковья. – М. : Наука, 1982. – С. 97–103.
- Абрамов, В. И.** Использование арабидопсиса (*Arabidopsis thaliana* L. Heynh.) для мониторинга загрязнения городской среды Москвы / В. И. Абрамов, В. А. Шевченко // 3-й съезд по радиационным исследованиям «Радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность» (Москва, 14–17 окт. 1997 г.) : тез. докл. – Пушкино, 1997. – Т. 3. – С. 137–138.
- Абрамян, С. А.** Изменение ферментативной активности почвы под влиянием естественных и антропогенных факторов // Почвоведение. – 1992. – № 7. – С. 70–82.
- Автомобильные** дороги в экологических системах. Проблемы взаимодействия // Д. Н. Кавтарадзе, Л. Ф. Николаева, Е. Б. Поршнева, Н. Б. Флорова. – М. : ЧеРо, 1999. – 240 с.
- Актуальные** вопросы методологии исследования и оптимизации городской среды средствами озеленения в ЦБС НАН Белоруссии / С. А. Сергейчик, А. А. Сергейчик, А. М. Ляшук [и др.] // Проблемы озеленения городов : альм. – М. : Прима-М, 2004. – Вып. 10. – С. 31–37.
- Алексеев, А. С.** Колебания радиального прироста в древостоях при атмосферном загрязнении // Лесоведение. – 1990. – № 2. – С. 82–86.
- Алексеев, В. А.** Содержание воды в хвое сосны и ели зимой и тенденция его изменения при атмосферном загрязнении // Экологические и физиолого-биохимические аспекты антропоустойчивости растений. – Таллин, 1986. – Т. 1. – С. 38–41.
- Алиев, Р. Р.** Биоиндикация загрязнения природной среды с помощью биохимических и флуоресцентных параметров древесных растений : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Ташкент, 1993. – 22 с.
- Андерсон, Ф. К., Трешоу М.** Реакция лишайников на атмосферное загрязнение // Загрязнения воздуха и жизнь растений / Ф. К. Андерсон, М. Трешоу. – Л. : Гидрометеиздат, 1988. – 129 с.
- Андреев, А. В.** Оценка биоразнообразия, мониторинг и экосети / под ред. П. Н. Горбуненко. – Ch.: BIOTICA, 2002. – 168 p.
- Андреев, А. В.** Тли рода *Brachycaudus* Goot (Homoptera, Aphididae) в Восточной Европе. 2. К систематике и экологии основных полиморфных видов // Вестник зоологии. – 1999. – № 3–4. – С. 29–33.
- Андрюшевская, С. Л.** Почвообитающие жесткокрылые-фитофаги многолетних трав в условиях воздействия промышленных выбросов / С. Л. Андрюшевская, А. С. Чумаков // Проблемы почвенной зоологии : материалы докл. 9-го всесоюз. совещ. – Тбилиси, 1987. – С. 15–17.

- Апостолов, Л. Г.** К вопросу об индикационной роли муравьев в наземных экосистемах / Л. Г. Апостолов, Е. Н. Малий, В. Г. Кобечинская // Проблемы экологии Прибайкалья. Кн. IV. Экологический контроль наземных экосистем – Иркутск, 1982. – С. 56.
- Артамонов, В. И.** Растения и чистота природной среды. – М. : Наука, 1986. – 157 с.
- Артемяева, Т. И.** Влияние нефтяного загрязнения на педобионтов разных природно-климатических зон / Т. И. Артемяева, А. Л. Жеребцов, В. М. Кибардин // Биоразнообразие назем. и почв. беспозвоночных на Севере : тез. докл. междунар. конф. (Сыктывкар, 15–17 сент., 1999 г.). – Сыктывкар, 1999. – С. 16–17.
- Аугустайтис, А. А.** Закономерности роста сосновых древостоев при различном уровне загрязнения природной среды : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – М., 1992. – 22 с.
- Афанасьева, Л. В.** Влияние атмосферного промышленного загрязнения на сосновые леса бассейна реки Селенги : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Улан-Удэ, 2005. – 19 с.
- Бабенко, А. С.** Использование стафилинид (Coleoptera, Staphylinidae) для оценки воздействия на окружающую среду производственных комплексов // Проблемы экологии Томской области. – Томск : УОП ТГУ, 1992. – Т. 2. – С. 9–10.
- Бакаева, М. Д.** Биоиндикация нефтезагрязненных почв по видовому разнообразию микромицетов / М. Д. Бакаева, А. М. Мифтахова // Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга : XI междунар. симп. по биоиндикаторам (Сыктывкар, 17–21 сент. 2001 г.). – Сыктывкар, 2001. – С. 11.
- Бактерии** – деструкторы полициклических ароматических углеводородов, выделенные из почв и донных отложений района солеразработок / Е. Г. Плотникова, О. В. Алтынцева, И. А. Кошелева [и др.] // Микробиология. – 2001. – Т. 70, № 1. – С. 61–69.
- Балясова, Г. Г.** Радиальный прирост сосны и ели в лесопарках Мытищинского района как показатель их состояния и устойчивости / Г. Г. Балясова, В. Н. Трофимов // Всероссийская научно-техническая конференция «Охрана лесных экосистем и рациональное использование лесных ресурсов» : тез. докл. – М. : МГУЛ, 1994. – Т. 3. – С. 33–34.
- Барахтенова, Л. А.** Влияние поллютантов на обмен веществ и состояние сосны обыкновенной в условиях техногенного загрязнения : автореф. дис. ... д-ра биол. наук. – Новосибирск, 1993. – 34 с.
- Барахтенова, Л. А.** Диагностика устойчивости сосновых лесов при техногенном загрязнении. Ч. III. Пороговые концентрации серы // Изв. СО АН СССР. Сер. Биол. науки. – 1992. – Вып. 2. – С. 38–44.
- Барахтенова, Л. А.** Влияние сернистого газа на фотосинтетическую активность и фотофосфорилирование у C_3^- и C_4^- растений / Л. А. Барахтенова, В. С. Николаевский // Изв. АН СССР. Сер. биол. – 1983. – № 1. – С. 90–99.
- Барахтенова, Л. А.** Влияние сернистого газа на фотосинтез растений / Л. А. Барахтенова, В. С. Николаевский. – Новосибирск, 1988. – 85 с.
- Башаркевич, И. Л.** Состояние древесной растительности в Москве и особенности микроэлементного состава / И. Л. Башаркевич, С. Б. Самаев // Проблемы управления качеством окружающей среды : сб. докл. IV междунар. конф. – М. : Прима-Пресс, 1999. – С. 215–217.
- Беляева, Л. В.** Биоиндикация загрязнения атмосферного воздуха и состояния древесных растений / Л. В. Беляева, В. С. Николаевский // Научные труды Московского лесотехнического института. – 1989. – Вып. 222. – С. 36–47.

- Беляева, Л. В.** Биохимические показатели для характеристики загрязнения атмосферы и состояния растений / Л. В. Беляева, В. С. Николаевский, Г. А. Маренова // Экологические и физиолого-биохимические аспекты антропогенности растений. – Таллин, 1986. – Т. 2. – С. 52–54.
- Бережная, Н. С.** Трансформация сосновых лесов Верхнего Приангарья, загрязняемых фторсодержащими эмиссиями : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Иркутск, 2005. – 19 с.
- Берлянд, М. Е.** Теоретические основы и методы расчета поля среднегодовых концентраций примеси от промышленных источников / М. Е. Берлянд, Е. Л. Генрихович, С. С. Чичерин // Труды главной геофизической обсерватории им. А. И. Воейкова. – 1984. – Вып. 479. – С. 3–16.
- Билалов, Ф. С.** Определение загрязнения окружающей среды с помощью АПИ-мониторинга / Ф. С. Билалов, Б. И. Колупаев, Л. А. Скребнева // Эколого-токсикологическая характеристика г. Казани и пригородной зоны. – Казань, 1991. – С. 78–86.
- Биоиндикация** загрязнения наземных экосистем / Э. Вайнерт, Р. Вальтер, Т. Ветцель [и др.]. – М. : Мир, 1988. – 350 с.
- Бирг, В. С.** Эколого-физиологические особенности состояния популяций хвоегрызущих чешуекрылых в зоне промышленного загрязнения : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Л., 1989. – 17 с.
- Блинов, В. В. (а).** Влияние выбросов химического предприятия на муравьев // Проблемы почвенной зоологии : материалы докл. 9-го всесоюз. совещ. – Тбилиси, 1987. – С. 39–40.
- Блинов, В. В. (б).** Влияние промышленных выбросов на структуру мирмекокомплексов // Муравьи и защита леса : тез. докл. 8-го всесоюз. мирмекол. симп. (Новосибирск, 4–6 авг. 1987 г.). – Новосибирск, 1987. – С. 56–58.
- Блинова, С. В.** Использование муравьев *Lasius niger* L. для контроля за состоянием среды в урбанизированных ценозах / С. В. Блинова, Н. И. Еремеева // Вестн. Кемеров. гос. ун-та. – 2003. – Вып. 4 (16). – С. 3–6.
- Богач, Я.** Жуки-стафилиниды (Coleoptera, Staphylinidae) как биоиндикаторы экологического равновесия в ландшафте и влияния человека на примере города Праги // Биоиндикация в городах и пригородных зонах. – М. : Наука, 1993. – С. 36–42.
- Браумгертнер, М. В.** Лишайники – биоиндикаторы загрязнения окружающей среды юга Кемеровской области : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Новосибирск, 1999. – 16 с.
- Булаво, Г. И.** Влияние различных соединений свинца на почвенную микрофлору. – Новосибирск : Изд-во Сиб. отд-ния АН СССР, 1982. – № 5, сер. Биол. науки, вып. 1. – С. 79–85.
- Булгаков, Н. Г.** Индикация состояния природных экосистем и нормирование факторов окружающей среды : обзор существующих подходов // Успехи соврем. биологии. – 2002. – Т. 122, № 2. – С. 115–135.
- Быков, А. А.** Разработка и применение математических моделей для управления чистотой атмосферы по среднегодовым показателям : автореф. дис. ... канд. физ.-мат. наук. – М., 1988. – 22 с.
- Быков, О. Д.** Бескамерный способ изучения фотосинтеза : метод. указания. – Л., 1974. – 17 с.
- Бялобок, С.** Регулирование загрязнения атмосферы // Загрязнение воздуха и жизнь растений. – Л. : Гидрометеоиздат, 1988. – С. 500–531.

Василевская, В. К. Структурные приспособления растений жарких и холодных пустынь Средней Азии и Казахстана. – М.-Л., 1965. – 517 с. – (Проблемы современной ботаники, Т. 2).

Влияние загрязнений воздуха на растительность. Причины, воздействие, ответные меры / С. Боргитц, Х. Г. Деслер, Х. Эндерляйн [и др.]. – Л. : Лесн. пром-ть, 1981. – 181 с.

Влияние техногенных факторов на ростовые показатели древесных растений городских систем / Е. А. Сидорович, А. П. Яковлев, Н. М. Арабей [и др.] // Проблемы озеленения городов : альм. – М. : Прима-М, 2004. – Вып. 10. – С. 165–168.

Воробейчик, Е. Л. Экологическое нормирование техногенных загрязнений / Е. Л. Воробейчик, О. Ф. Садыков, М. Г. Фарафонов. – Екатеринбург : Наука, 1994. – 280 с.

Гапонюк, Э. И. Влияние фтористого Na на свойства почв и развитие некоторых сельскохозяйственных культур / Э. И. Гапонюк, М. В. Кузнецова // Гигиена и санитария. – 1984. – № 6. – С. 77–79.

Гетко, Н. В. Растения в техногенной среде // Структура и функция ассимиляционного аппарата. – Минск : Наука и техника, 1989. – 205 с.

Гиляров, М. С. Экологический метод диагностики почв. – М. : Наука, 1965. – 276 с.

Гиляров, М. С. Индикационное значение почвенных животных при работах по почвоведению, геоботанике и охране среды // Проблемы и методы биологической диагностики и индикации почв. – М. : Наука, 1976. – С. 9–18.

Гиляров, М. С. Радиоэкологические исследования в почвенной зоологии / М. С. Гиляров, Д. А. Криволицкий // Зоол. журн. – Т. 50, № 3. – С. 329–342.

Гиляров, М. С. Почвенные беспозвоночные как объект экологического мониторинга / М. С. Гиляров, А. П. Покаржевский // I международный конгресс по биосфере заповедников. – Минск, 1983. – С. 108–115.

Гитарский, М. Л. Влияние техногенного загрязнения на состояние сосновых насаждений Кольского Севера : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – М., 1993. – 23 с.

Глухов, А. З. Изучение *Juniperus Communis* I в условиях промышленного города / А. З. Глухов, И. Н. Остапко, Е. П. Сулова // Проблемы озеленения городов : альм. – М. : Прима-М, 2004. – Вып. 10. – С. 98–99.

Головченко, А. В. Структура бактериальных комплексов в заповедных ельниках / А. В. Головченко, Т. Г. Добровольская, И. Ю. Чернов // Микробиология. – 1995. – № 9. – С. 1121–1124.

Голоскоков, В. Г. Микроэлементарный состав цветочных медов // Пчеловодство. – 1983. – № 4. – С. 30.

Голутвин, Г. И. Насекомые как индикаторы загазованности окружающей среды / Г. И. Голутвин, А. В. Селиховкин, А. В. Токмаков // Экология и защита леса: Патология леса и охрана природы. – Л. : ЛТА, 1983. – С. 34–39.

Гольберг, М. С. Чистота атмосферного воздуха и его охрана // Охрана природы и заповедное дело в СССР. – М., 1956. – № 1.

Гранатовска, И. И. Экспресс-метод определения индивидуальной антропогенной устойчивости древесных растений / И. И. Гранатовска, К. К. Раман // Экологические и физиолого-биохимические аспекты антропогенной устойчивости растений. – Таллин, 1986. – Т. 1. – С. 54–56.

Григорян, К. В. Диагностика загрязненных тяжелыми металлами орошаемых почв по активности фосфатазы / К. В. Григорян, А. Ш. Галстян // Почвоведение. – 1996. – № 8. – С. 63–67.

Гришина, Л. А. Влияние атмосферного загрязнения на свойства почв. – М. : МГУ, 1990. – 191 с.

- Гудериан, Р.** Загрязнение воздушной среды. – М. : Мир, 1979. – 198 с.
- Гуляш, Ш.** Содержание металлов в некоторых сортах нектара и цветочного меда // Апиакта : 29-й междунар. конгр. по пчеловодству. – Будапешт, 1983. – С. 95.
- Данилов, Н. И.** Мед – индикатор загрязнения атмосферы / Н. И. Данилов, С. Н. Макаров // Пчеловодство. – 1989. – № 9. – С. 45.
- Деградиация** нефтяных масел нокардиоподобными бактериями / И. С. Звягинцева, Э. Г. Суровцева, М. Н. Поглазова [и др.] // Микробиология. – 2001. – Т. 70, № 3. – С. 321–328.
- Деградиация** фенантрена мутантными штаммами – деструкторами нафталина / И. А. Кошелева, Н. В. Балашова, Т. Ю. Измалкова [и др.] // Микробиология. – 2000. – Т. 69, № 6. – С. 783–789.
- Диагностика** состояния насаждений, подверженных действию техногенных выбросов тепловых электростанций / В. В. Протопопов, Г. И. Гирс, В. М. Яновский [и др.]. – Красноярск, 1990. – 27 с.
- Добровольский, И. А.** Фитоиндикация промышленного загрязнения воздуха в Криворожском железорудном бассейне // Растения и промышленная среда. – Киев : Наук. думка, 1976. – С. 13–14.
- Долгова, Л. А.** Биологическая активность эдафотопов в условиях техногенных территорий Приднепровья : автореф. дис. ... д-ра биол. наук. – Тарту, 1980. – 42 с.
- Евдокимова, Г. А.** Микробиологическая активность почв при загрязнении тяжелыми металлами // Почвоведение. – 1982. – № 6. – С. 125–132.
- Евдокимова, Г. А.** Влияние выбросов предприятий цветной металлургии на почву в условиях модельного опыта / Г. А. Евдокимова, Н. П. Мозгова // Почвоведение. – 2000. – № 5. – С. 630–638.
- Егоров, Н. С.** Биотехнология. Проблемы и перспективы / Н. С. Егоров, А. В. Олескин, В. Д. Самуилов. – М. : Высш. шк., 1987. – 159 с.
- Еремеева, Н. И.** (а). Влияние факторов городской среды на структуру населения шмелей // Сиб. экол. журн. – 2002. – № 4. – С. 441–448.
- Еремеева, Н. И.** (б). Герпетобионты как индикаторы чистоты городской среды // Изв. Таганрог. гос. радиотехн. ун-та. – Таганрог : Изд-во ТРТУ. – 2002. – № 6 (29). – С. 145–148.
- Еремеева, Н. И.** (в). Изменение плотности популяций тополевой моли-пестрянки в условиях города Кемерово // Вестн. Кемеров. гос. ун-та. – 2002. – Вып. 2 (10). – С. 37–42.
- Еремеева, Н. И.** (а). Мирмекокомплексы в структуре герпетобия городских лесов // Лесн. хоз-во. – 2004. – № 3. – С. 20–21.
- Еремеева, Н. И.** (б). Муравьи в структуре герпетобия городских экосистем // Проблемы регион. экологии. – 2004. – № 2. – С. 18–22.
- Еремеева, Н. И.** Тополевая моль *Lithocolletis populifoliella* Tr. (Lepidoptera, Gracillariidae) как возможный индикатор состояния среды // Проблемы энтомологии в России. – СПб. : Зоол. ин-т РАН, 1998. – Т. 1. – С. 135–136.
- Еремеева, Н. И.** Фауна жужелиц города Кемерово // Вестн. Кемеров. гос. ун-та. – 2003. – Вып. 2 (14). – С. 144–148.
- Еремеева, Н. И.** Видовой состав и особенности поселения муравьев в урбанизированных ценозах / Н. И. Еремеева, С. В. Блинова // Вестн. Кемеров. гос. ун-та. – 2002. – Вып. 2 (10). – С. 43–48.
- Еремеева, Н. И.** Структура населения полужесткокрылых насекомых городских газонов / Н. И. Еремеева, Д. А. Золотарев // Труды международного форума по проблемам науки, техники и образования. – М. : Академия наук о Земле, 2002. – Т. 3. – С. 65–66

Еремеева, Н. И. Структура хортобионтных энтомокомплексов городской экосистемы / Н. И. Еремеева, Д. А. Золотарев // Экологические и социально-гигиенические аспекты среды обитания человека. – Рязань : Изд-во РГПУ, 2003. – С. 109–112.

Еремеева, Н. И. Муравьи в урбоценозах г. Кемерово / Н. И. Еремеева, С. В. Сорокина // Экополис – 2000. Экология и устойчивое развитие города : материалы III междунар. конф. по программе «Экополис». – М. : Изд-во РАМН, 2000. – С. 178–180.

Еремеева, Н. И. Изменение структуры населения насекомых-опылителей в городских ландшафтах / Н. И. Еремеева, Д. В. Суцев // Экология. – 2005. – № 4. – С. 286–293.

Еремеева, Н. И. Насекомые-опылители в городских ландшафтах / Н. И. Еремеева, Д. В. Суцев // Роль образовательных центров в распространении экологических знаний, специфика подготовки специалистов в промышленно-развитом сырьевом регионе : сб. докл. межрегион. науч.-практ. конф. – Кемерово, 2004. – С. 101–103.

Еремеева, Н. И. Шмели и булавоусые чешуекрылые как объекты экологического мониторинга / Н. И. Еремеева, Д. В. Суцев // Экологические и социально-гигиенические аспекты окружающей человека среды. – Рязань : Поверенный, 2001. – С. 114–117.

Еремина, И. В. Структура и фенооблик популяций семиточечной божьей коровки в антропогенном ландшафте // Экологические механизмы преобразования популяций животных при антропогенных воздействиях. – Свердловск : УНЦ АН СССР, 1987. – С. 27.

Еремина, О. Ю. Биохимические аспекты влияния тяжелых металлов на беспозвоночных животных / О. Ю. Еремина, Р. О. Бутовский // Агрохимия. – 1997. – № 6. – С. 80–91.

Животные – биоиндикаторы промышленных загрязнений / Я. Богач, Ф. Седлачек, З. Швецова, Д. А. Криволицкий // Журн. общей биологии. – 1988. – Т. 49, № 5. – С. 630–635.

Жужелицы (Coleoptera, Carabidae) как биоиндикаторы / А. М. Степанов, Т. В. Черненькова, Е. Д. Коробов, В. Л. Усачев // Почвенная фауна и почвенное плодородие : тр. 9-го междунар. коллоквиума по почв. зоологии. – М., 1987. – С. 493–494.

Жулидов, А. В. Накопление свинца в теле жуков в условиях загрязнения среды их обитания выхлопными газами автомобилей / А. В. Жулидов, В. М. Емец // Докл. АН СССР. – 1979. – Т. 244, № 6. – С. 1515–1516.

Зависимость содержания микроэлементов (тяжелых металлов) в меде от уровня загрязнения окружающей среды / С. И. Ильиных, А. Н. Шайдуллина, А. В. Петухов, В. К. Суверева // Проблемы химии и экологии : тез. докл. обл. конф. молодых ученых и студентов (Пермь, 1999 г.). – Пермь, 1999. – С. 5–6.

Зверева, Е. А. О возможности использования короткоусых двукрылых (Diptera: Brachycera) для индикации азротехногенного загрязнения // Успехи энтомологии в СССР. Двукрылые: систематика, экология, медицинское и ветеринарное значение : материалы 10-го съезда всесоюз. энтомол. о-ва (Ленинград, 12–15 сент., 1989 г.). – СПб., 1992. – С. 123–125.

Золотарев, Д. А. Хортобионтные полужесткокрылые (Insecta: Hemiptera=Heteroptera) антропогенно трансформированных территорий (на примере г. Кемерово) : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Томск : ТГУ, 2005. – 20 с.

Зубарева, О. Н. Влияние выбросов промышленных предприятий в Средней Сибири на сосну обыкновенную : автореф. дис... канд. биол. наук. – Красноярск, 1993. – 21 с.

Игнатьева, О. В. Элементный состав хвои и морфофизиологические показатели сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) в условиях техногенного загрязнения : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Красноярск, 2005. – 18 с.

Иерархическая система биоиндикации почв, загрязненных тяжелыми металлами / Е. И. Андреюк, Г. А. Иутинская, Е. В. Валагурова [и др.] // Почвоведение. – 1997. – № 12. – С. 1491–1496.

Израэль, Ю. А. Система наблюдения и контроля загрязнения природной среды в СССР / Ю. А. Израэль, Н. К. Гасилина, Ф. Я. Ровинский // Метеорология и гидрология. – 1978. – № 10. – С. 5–12.

Ильин, В. Б. Микробсообщества почв при антропогенном воздействии. – Новосибирск : Наука, 1985. – 122 с.

Илькун, Г. М. Газоустойчивость растений. – Киев : Наук. думка, 1971. – 146 с.

Исследование сорбционной способности мхов и лишайников в отношении радионуклидов / А. П. Карманов, Л. С. Кочева, И. И. Шуктомова [и др.] // Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга : XI междунар. симп. по биоиндикаторам. – Сыктывкар, 2001. – С. 75.

Йокинен, И. Комбинированное использование биологических показателей и дисперсных моделей в мониторинге загрязнения атмосферного воздуха / И. Йокинен, Р. Карьялайнен, А. Кульмала // Комплексный глобальный мониторинг загрязнения окружающей природной среды. – Л. : Гидрометеиздат, 1982. – С. 358–363.

Калинин, В. А. Состояние искусственных сосновых молодняков в условиях атмосферных промышленных загрязнений и рубки ухода в них : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Свердловск, 1989. – 24 с.

Карнаухов, В. Н. Люминесцентный метод биоиндикации состояния экосистем : препр. / В. Н. Карнаухов, А. С. Керженцев, В. А. Яшин. – Пушкино, 1982. – 24 с.

Киреева, Н. А. Фосфогидролазная активность нефтезагрязненных почв / Н. А. Киреева, Е. И. Новоселова, Ф. Х. Хазиев // Почвоведение. – 1997. – № 6. – С. 723–725.

Клауснитцер, Б. Экология городской фауны. – М. : Мир, 1990. – 246 с.

Кобзев, В. А. Взаимодействие загрязняющих почву тяжелых металлов и почвенных микроорганизмов / Труды института метеорологии. – М. : Гидрометеиздат, 1980. – Вып. 10. – С. 51–66.

Ковтун, Т. И. (а). Исследования по биоиндикации городского ландшафта с различной степенью антропогенной и техногенной нагрузки // Изв. вузов. Лесн. журн. – 1996. – № 3. – С. 32–35.

Ковтун, Т. И. (б). Особенности экологической структуры энтомокомплексов зеленых насаждений г. Воронежа : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Воронеж : Воронежская ЛТА, 1996. – 16 с.

Козлов, М. В. Влияние антропогенных факторов на популяции наземных насекомых // Итоги науки и техники. Сер. Энтомология. – М., 1990. – Т. 13. – 191 с.

Козлов, М. В. Использование молевидных чешуекрылых для биоиндикации состояния древостоев в зонах аэротехногенного загрязнения // Устойчивость лесов к воздействию насекомых. – Красноярск : Ин-т леса и древесины им. В. Н. Сукачева СО АН СССР, 1991 – С. 26–27.

Козлов, М. В. Ответные реакции популяций насекомых на антропогенные воздействия. Материалы по Проекту № 2 Советской национальной программы «Че-

ловек и биосфера» (МАБ). – Красноярск, 1987. – 60 с. (Препринт / АН СССР, Сибирское отделение. Ин-т леса и древесины им. В. Н. Сукачева).

Колбина, Л. М. Содержание тяжелых металлов в пчелах и продуктах пчеловодства // Экология и охрана окружающей среды : тез. докл. 4-й междунар. (7-й всерос.) науч.-практ. конф. (Рязань, 28–30 сент., 1998). – Рязань, 1998. – С. 156–157.

Конева, Н. Д. Динамика численности и структуры бактериального комплекса почвы при внесении азобензола / Н. Д. Конева, Ю. В. Круглов // Микробиология. 2001. – Т. 70, № 4. – С. 552–557.

Контурская, О. А. Биоиндикация тяжелых металлов в условиях промышленного Донбасса // Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга : XI междунар. симп. по биоиндикаторам. – Сыктывкар, 2001. – С. 84.

Копанева, Л. М. Биоиндикация с помощью саранчовых: методы, практические задачи, перспективы // Успехи энтомологии в СССР: экология и фаунистика, небольшие отряды насекомых. – СПб. : Наука, 1993. – С. 31–33.

Косякова, И. Ф. Изменение состава и структуры населения почвенных беспозвоночных в таежных биоценозах Карелии в условиях индустриального загрязнения / И. Ф. Косякова, Л. Б. Рыбалов // Проблемы почвенной зоологии: Биоразнообразие и жизнь почвенной системы : материалы 2-го (12-го) всерос. совещ. по почв. зоологии (Москва, 1999 г.). – М. : Изд-во КМК, 1999. – С. 269.

Криволицкий, Д. А. Почвенные животные как биоиндикаторы при экологическом нормировании нарушений природной среды // Проблемы почвенной зоологии. – Минск : Наука и техника, 1978. – С. 123–124.

Криволицкий, Д. А. Биоиндикация и экологическое нормирование / Д. А. Криволицкий, Ф. А. Тихомиров, Е. А. Федоров // Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. – М. : Наука, 1987. – С. 18–26.

Крючков, В. В. Предельные антропогенные нагрузки и состояние экосистем Севера // Экология. – 1991. – № 3. – С. 28–40.

Крючков, В. В. Лишайники как биоиндикаторы качества окружающей среды в северной тайге / В. В. Крючков, Н. А. Сыроид // Экология. – 1990. – № 6. – С. 63–66.

Кузнецова, Л. В. Беспозвоночные животные как биоиндикатор состояния окружающей среды в Москве / Л. В. Кузнецова, Д. А. Криволицкий // Биоиндикация состояния окружающей среды Москвы и Подмосковья. – М.: Наука, 1982. – С. 54–57.

Кулагин, Ю. З. Древесные растения и промышленная среда. – М. : Наука, 1974. – 156 с.

Кульбачко, Ю. Л. Изменение структуры фауны герпетобионтов искусственных лесных насаждений под влиянием выбросов промышленных предприятий // Проблемы почвенной зоологии: Биоразнообразие и жизнь почвенной системы : материалы 2-го (12-го) всерос. совещ. по почв. зоологии (Москва, 1999 г.). – М. : Изд-во КМК, 1999. – С. 272–273.

Кунин, И. М. Действие сернистого ангидрида на метаболизм растительной клетки / И. М. Кунин, И. Д. Инсарова, С. Б. Трушин // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. – Л. : Гидрометеоздат, 1979. – Т. 2. – С. 87–124.

Кучма, В. Н. Влияние радонистых соединений техногенного происхождения на биологическую активность почв в условиях Приднепровья : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Днепропетровск, 1987. – 32 с.

Ланина, В. В. Лесовосстановительные процессы в лесонасаждениях, нарушенных рекреацией, индикация состояния // Биоиндикация состояния окружающей среды Москвы и Подмосковья. – М. : Наука, 1982. – С. 35–40.

- Лапин, Е. И.** Фаунистические комплексы жужелиц в условиях интенсивного техногенного загрязнения // Фауна и экология жужелиц : тез. докл. III всесоюз. карабидол. совещ., окт. 1990. – Кишинев : ВНИИ биол. методов защиты растений, 1990. – С. 40.
- Лапин, Е. И.** Индикация техногенных загрязнений по фаунистическим комплексам жесткокрылых / Е. И. Лапин, С. В. Израилевич // Успехи энтомологии в СССР: экология и фаунистика, небольшие отряды насекомых. – СПб. : Наука, 1993. – С. 37–38.
- Лапин, Е. И.** К вопросу о соотношении комплексов жужелиц и стафилинид в техногенных биотопах Кривбасса / Е. И. Лапин, И. О. Погорелый // Фауна и экология жужелиц : тез. докл. III всесоюз. карабидол. совещ., окт. 1990. – Кишинев: ВНИИ биол. методов защиты растений, 1990. – С. 40–41.
- Левич, А. П.** Структура экологических сообществ. – М. : Изд-во МГУ, 1980. – 180 с.
- Лобова, О. В.** Влияние городских растений на развитие вегетативных органов растений. / О. В. Лобова, Г. П. Жеребцова // Экология большого города : альм.. Вып. 3. Проблемы содержания зеленых насаждений в условиях Москвы. – М. : Прима-Пресс, 1988. – С. 74–83.
- Лукина, Н. В.** Типизация лесных экосистем в условиях техногенного загрязнения / Н. В. Лукина, В. В. Никонов // Эколого-географические проблемы Кольского Севера. – Апатиты, 1992. – С. 8–9.
- Майр, Э.** Зоологический вид и эволюция. – М. : Мир, 1968. – 598 с.
- Макаров, Ю. И.** Апимониторинг в воспроизводстве биоценозов / Ю. И. Макаров, И. Н. Мишин, И. Ю. Макарова // Пчеловодство (Москва). – 1999. – № 4. – С. 10–12.
- Мальхотра, С. С.** Биохимическое и физиологическое действие приоритетных загрязняющих веществ / С. С. Мальхотра, А. А. Хан // Загрязнение воздуха и жизнь растений. – Л. : Гидрометеоиздат, 1989. – С. 144–189.
- Марфенина, О. Е.** Особенности микроскопических грибов урбанизированных территорий / О. Е. Марфенина, Н. М. Каравайко, О. Е. Иванова // Микробиология, 1996. – № 3. – С. 416–420.
- Марценюк, В. Б.** Влияние сублетальных и летальных доз аммиака на содержание мономерных соединений у газонных трав / В. Б. Марценюк, В. В. Николаевский // Учен. зап. Пермск. гос. ун-та. – 1975. – Вып. 335. – С. 59–71.
- Мелецис, В. П.** Биоиндикационное значение коллембол (Collembola) при загрязнении почвы березняка-кисличника кальцийсодержащей пылью / В. П. Мелецис // Загрязнение природной среды кальцийсодержащей пылью. – Рига, 1985. – С. 149–209.
- Мельникова, Л. Н.** Кокцинеллиды как экологические индикаторы при мониторинге лесопатологического состояния дубрав Центрального Черноземья / Л. Н. Мельникова, О. П. Негрбов // Достижения науки и передового опыта защиты леса от вредителей и болезней. – М. : ВНИИЛМ, 1987. – С. 111–112.
- Меннинг, У. Д.** Биомониторинг загрязнения атмосферы с помощью растений / У. Д. Меннинг, У. А. Федер. – Л. : Гидрометеоиздат, 1985. – 143 с.
- Методика расчета концентраций** в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий (общесоюзный нормативный документ). – Л. : Гидрометеоиздат, 1987. – 93 с.
- Микробные комплексы городских почв.** / Л. В. Лысак, Н. Н. Сидоренко, О. Е. Марфенина, Д. Г. Звягинцев // Почвоведение. – 2000. – № 1. – С. 80–85.
- Минин, А. А.** Фенологические особенности 1995 г. в природе центральной части Русской равнины // Изв. Рус. геогр. о-ва. – 1997. – Вып. 4. – С. 60–65.

- Мишин, И. Н.** Влияние экологических условий места расположения пасеки на накопление резервных и загрязняющих веществ в теле пчел / И. Н. Мишин, Ю. И. Макаров, А. А. Башмаков // Актуальные проблемы ветеринарной науки : тез. докл. / Моск. гос. акад. ветеринарии, медицины и биотехнологии. – М., 1999. – С. 79–81.
- Мозгова, И. П.** Влияние тяжелых металлов промышленных выбросов на микрофлору почв // Микробиологические исследования на Кольском полуострове. – Апатиты, 1978. – С. 3–17.
- Молодова, Л. П.** Количественная и качественная характеристика жуков герпетобионтов в районе крупного промышленного объединения в Гомеле // Фауна и экология жесткокрылых Белоруссии. – Минск : Навука і тэхніка, 1991. – С. 185–192.
- Молодова, Л. П.** Структура фауны жесткокрылых-герпетобионтов в разных биотопах г. Гомеля / Л. П. Молодова, Т. Р. Ряхова // Биоиндикация в городах и пригородных зонах. – М. : Наука, 1993. – С. 79–83.
- Мордкович, В. Г.** Зоологическая диагностика почв лесостепной и степной зон Сибири. – Новосибирск : Наука, 1977. – 110 с.
- Москаленко, Н. Н.** Биогеохимическое картирование городов. // Биогеохимические методы при изучении окружающей среды. – М. : ИМГРЭ, 1989. – С. 147–159.
- Москаленко, Н. Н.** Геохимическая оценка загрязнения окружающей среды Ленинского района Москвы / Н. Н. Москаленко, Р. С. Смирнова // Экология и охрана природы Москвы и Московского региона. – М. : Изд-во МГУ, 1990.
- Мотылева, С. М.** О накоплении тяжелых металлов в листьях и плодах различных сортов черной смородины в зависимости от фазы вегетации / С. М. Мотылева, М. В. Соснина // С.-х. биология. Сер. Биология растений. – 1996. – № 1. – С. 67–71.
- Мурзаков, Б. Г.** Экологические проблемы биотехнологии на V Европейском конгрессе по биотехнологии // Биотехнология. – 1991. – № 1. – С. 88–94.
- Наплекова, Н. Н.** Изменение видового состава микроорганизмов дерново-подзолистой почвы и чернозема выщелоченного под действием свинца / Н. Н. Наплекова, Г. И. Булавко // Микробоценозы почв при антропогенном воздействии. – Новосибирск : Наука, 1985. – С. 47–60.
- Наплекова, Н. Н.** Взаимодействие целлюлозоразрушающих микроорганизмов и их метаболитов с тяжелыми металлами / Н. Н. Наплекова, М. Д. Степанова. – Новосибирск : Изд-во Сиб. отд-ния АН СССР. – 1981. – № 10, сер. биол., вып. 2. – С. 56–64.
- Нарчук, Э. П.** Злаковые мухи (Diptera: Chloropidae) как объект для биоиндикации и мониторинга // Проблемы энтомологии европейской части России и сопредельных территорий. – Самара : Изд-во «Самарский ун-т», 1998. – С. 136–138.
- Неверова, О. А.** Лихенометрический способ индикации загрязнения атмосферного воздуха урбанизированной среды / О. А. Неверова, В. С. Николаевский // Экология большого города. – М. : Прима-М, 2002. – С. 178–181.
- Неверова, О. А.** (в) Биоэкологическая оценка загрязнения атмосферного воздуха по состоянию древесных растений. – Новосибирск : Наука, 2001. – 119 с.
- Неверова, О. А.** Изучение аккумулялирующей способности почв и древесных растений в условиях техногенного загрязнения г. Кемерово // Проблемы региональной экологии. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, 2000. – Вып. 8. – С. 198.
- Неверова, О. А.** (г) Использование активности пероксидазы для оценки физиологического состояния древесных растений и качества атмосферного воздуха г. Кемерово // Krylovia (Сиб. ботан. журн.). – Томск : Изд-во ТГУ, 2001. – № 2. – С. 122–128.

- Неверова, О. А.** (б) Морфобиометрическая диагностика состояния древесных растений и загрязнения атмосферного воздуха города Кемерово // Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга. – Сургутыкар, 2001. – С. 137.
- Неверова, О. А.** (в) Морфометрическая и дендрохронологическая диагностика состояния древесных насаждений как способ индикации загрязнения урбанизированной среды // Успехи соврем. естествознания. Биол. науки. – № 1. – 2002. – С. 57–64.
- Неверова, О. А.** Некоторые особенности физиолого-биохимического и анатомического состояния ассимиляционного аппарата березы бородавчатой в условиях техногенного загрязнения г. Кемерово // Экологические и метеорологические проблемы больших городов и промышленных зон. – СПб. : РГМУ, 1999. – С. 98–100.
- Неверова, О. А.** (а) Основные пути изменения жизнедеятельности древесных растений в условиях промышленного города // Экология пром. пр-ва. – 2001. – № 4. – С. 10–14.
- Неверова, О. А.** (б) Поглощительная способность древесных растений как средство оптимизации среды промышленного города // Экология пром. пр-ва. – 2002. – № 1. – С. 2–8.
- Неверова, О. А.** (а) Химический состав хвои ели сибирской в условиях техногенного загрязнения г. Кемерово // Сиб. экол. журн. – 2002. – Т. 9, № 1. – С. 59–65.
- Неверова, О. А.** Экологическая оценка состояния древесных растений и загрязнения окружающей среды промышленного города (на примере г. Кемерово) : автореф. дисс. ... д-ра биол. наук. – М., 2004. – 37 с.
- Неверова, О. А.** Фитомониторинг и его сопоставление с результатами долгосрочного моделирования атмосферной диффузии / О. А. Неверова, А. А. Быков, С. А. Морозова // Проблемы региональной экологии. – Екатеринбург : Аквапресс, 2001. – № 2. – С. 36–43.
- Неверова, О. А.** Исследование структуры микробсообществ почв в условиях промышленного загрязнения г. Кемерово / О. А. Неверова, Н. А. Егорова, Д. О. Будников // Экологические проблемы угледобывающей отрасли в регионе при переходе к устойчивому развитию : тр. междунар. науч.-практ. конф. – Кемерово : Кузбассвузиздат, 1999. – Т. 2. – С. 241–251.
- Неверова, О. А.** Использование биоиндикаторов для оценки загрязнения атмосферного воздуха урбанизированной среды / О. А. Неверова, Н. И. Еремеева, Д. В. Сушев // Проблемы региональной экологии. – 2003. – № 6. – С. 50–57.
- Неверова, О. А.** Древесные растения и урбанизированная среда : экологические и биотехнологические аспекты / О. А. Неверова, Е. Ю. Колмогорова. – Новосибирск : Наука, 2003. – 222 с.
- Неверова, О. А.** Ксерофитизация листьев древесных растений как показатель загрязнения атмосферного воздуха (на примере г. Кемерово) / О. А. Неверова, Е. Ю. Колмогорова (а) // Лесн. журн. (Изв. вузов). – 2002. – № 3. – С. 29–33.
- Неверова, О. А.** Оценка синтетических процессов у липы сердцевидной в условиях атмосферного загрязнения города Кемерово / О. А. Неверова, Е. Ю. Колмогорова (б) // Контроль и реабилитация окружающей среды. – Томск, 2002. – С. 83.
- Неверова, О. А.** Фенологический контроль состояния древесных растений и загрязнения воздуха г. Кемерово / О. А. Неверова, Е. Ю. Колмогорова (в) // Изв. вузов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. – 2002. – № 1. – С. 101–103.
- Неверова, О. А.** Изучение газопоглощительной функции древесных растений в отношении серо- и азотсодержащих примесей промышленных выбросов в условиях г. Кемерово / О. А. Неверова, С. А. Морозова // Материалы IV международ-

ной научно-практической конференции «Безопасность жизнедеятельности предприятий в угольных регионах». – Кемерово : КузГТУ, 2000. – С. 169–170.

Неверова, О. А. Изучение активности некоторых гидролитических ферментов почв г. Кемерово в условиях антропогенной нагрузки // О. А. Неверова, С. А. Морозова, О. В. Гридина // Перспективы развития горнодобывающей промышленности в III тысячелетии : материалы VII междунар. науч.-практ. конф. – Новокузнецк, 2000. – С. 220–221.

Неверова, О. А. Изучение механизмов поступления свинца в древесные растения / О. А. Неверова, В. С. Николаевский // Изв. Таганрог. гос. радиотехн. ун-та. Тематический выпуск «Экология 2004 – море и человек» : материалы третьей всерос. конф. с междунар. участием. – Таганрог : Изд-во ТРТУ. – 2004. – № 5 (40). – С. 159–164.

Неверова, О. А. Оценка поглотительной способности и хемотолерантности сосны обыкновенной и ели сибирской в условиях Кемерово / О. А. Неверова, В. С. Николаевский // Лесн. вестн. – 1999. – № 2 (7) – С. 78–80.

Неверова, О. А. Биологическая диагностика и индикация почв города Кемерово / О. А. Неверова, В. М. Позняковский, Н. А. Егорова // Вестн. Кемеров. гос. ун-та. – Кемерово, 2003. – Вып. 2 (14). – С. 83–88.

Способ определения степени загрязнения атмосферы серосодержащими соединениями городских и прилегающих к ним территорий методом фитоиндикации : пат. 2213361 Рос. Федерация / О. А. Неверова, А. А. Быков. – № 2002100332 ; заявл. 03.01.02 ; опубл. 27.09.03.

Некрасова, Л. С. Влияние медеплавильного производства на почвенную мезофауну // Экология. – 1993. – № 5. – С. 83–85.

Нечаева, Н. И. Накопление тяжелых металлов личинками майского хруща (*Melolontha lippcastani* F.) в приагистральных зонах г. Воронежа // Лесные проблемы Центрального Черноземья и Северного Кавказа : тез. докл. науч. конф. – Воронеж : Воронеж. гос. лесотехн. акад., 2000. – С. 21–22.

Никитина, З. И. Мониторинг загрязнения наземных экосистем по микробиологическим показателям / З. И. Никитина, А. В. Мамитко, В. Т. Мамитко // Географические и природные ресурсы. – 1980. – № 4. – С. 52–60.

Николаевская, Т. В. (б) Биофизический метод биоиндикации загрязнения природной среды // Методология экологического нормирования. – Харьков, 1990. – Ч. 2. – С. 96.

Николаевская, Т. В. (а) Влияние промышленных газов на некоторые физиолого-биохимические процессы у растений // Промышленная ботаника : состояние и перспективы развития. – Киев : Наук. думка, 1990. – С. 134–135.

Николаевская, Т. В. Эколого-физиологическая оценка устойчивости растений к трем газам (SO_2 , H_2S , NH_3) : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – М., 1992. – 17 с.

Николаевская, Т. В. Сравнительная физиолого-биохимическая оценка устойчивости древесных растений к трем газам / Т. В. Николаевская, В. В. Николаевский // Проблемы физиологии и биохимии древесных растений. – Петрозаводск, 1989. – С. 233–234.

Николаевский, В. С. Изменение биохимического состава листьев древесных растений под влиянием аммиака / В. С. Николаевский, В. Б. Марценюк // Газоустойчивость растений. – Новосибирск : Наука, 1980. – С. 61–73.

Николаевский, В. С. Методика определения предельно допустимых концентраций вредных газов для растительности / В. С. Николаевский, Т. В. Николаевская. – М., 1988. – 15 с.

- Николаевский, В. С.** Анатомо-морфологическое строение листьев древесных растений в связи с их газоустойчивостью // Вопросы физиологии и геоботаники. – 1966. – Вып. 4. – С. 115–120.
- Николаевский, В. С.** Биологические основы газоустойчивости растений. – Новосибирск : Наука, 1979. – 275 с.
- Николаевский, В. С.** Биомониторинг, его значение и роль в системе экологического мониторинга и охране окружающей среды // Методологические и философские проблемы биологии. – Новосибирск : Наука, 1981. – С. 341–354.
- Николаевский, В. С.** (а) Влияние сернистого ангидрида на древесные растения в условиях Свердловской области // Охрана природы на Урале. – Свердловск, 1964. – Вып. 4. – С. 123–132.
- Николаевский, В. С.** (б) Некоторые анатомо-физиологические особенности древесных растений в связи с их газоустойчивостью в условиях медеплавильной промышленности Среднего Урала : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Свердловск, 1964. – 18 с.
- Николаевский, В. С.** Некоторые вопросы методологии и методики фонового мониторинга // Опыт и методы экологического мониторинга. – Пушкино, 1978. – С. 53–54.
- Николаевский, В. С.** Перспективные методы контроля качества среды для решения проблем биомониторинга // Экологический мониторинг в биосферных заповедниках социалистических стран. – Пушкино, 1982. – С. 205–208.
- Николаевский, В. С.** Роль некоторых окислительных систем в дыхании и газоустойчивости растений // Физиология растений. – 1968. – Т. 15, вып. 1. – С. 110–116.
- Николаевский, В. С.** Фитомониторинг, его значение и роль в системе био- и экологического мониторинга // Методология экологического нормирования. – Харьков, 1990. – Ч. 2. – С. 97–98.
- Николаевский, В. С.** Экологическая оценка загрязнения среды и состояния наземных экосистем методами фитоиндикации. – М. : МГУЛ, 1999. – 193 с.
- Николаевский, В. С.** Эколого-физиологические основы газоустойчивости растений. – М., 1989. – 65 с.
- Николаевский, В. С.** Биоиндикация загрязнения атмосферного воздуха и состояния лесных экосистем Сергиево-Посадского района Московской области / В. С. Николаевский, А. В. Баканов // Научные труды Московского государственного университета леса. – 1995. – Вып. 268. – С. 67–78.
- Николаевский, В. С.** Допустимые нормы загрязнения воздуха для растений / В. С. Николаевский, А. Т. Мирошникова // Гигиена и санитария. – 1974. – № 4. – С. 16–18.
- Николаевский, В. С.** Экологическая оценка загрязнения атмосферного воздуха г. Кемерово методами фитоиндикации / В. С. Николаевский, О. А. Неверова // Экология, мониторинг и рациональное природопользование : науч. тр. Моск. гос. ун-та леса. – М. : МГУЛ, 2000. – Вып. 302 (1). – С. 13–20.
- О состоянии** фауны насекомых и других групп беспозвоночных животных Еревана в условиях антропогенного пресса / А. Е. Тертерян, А. Г. Хачатрян, С. А. Калашян, С. А. Вардилян [и др.] // Энтомол. обозрение. – 1993. – Т. 72, № 4. – С. 764–775.
- Обухов, А. И.** Состояние почв детских садов (на примере Ленинского района Москвы) / А. И. Обухов, Ю. Д. Кутукова // Экологические исследования в Москве и Московской области : материалы науч.-практ. конф. – М. : ИНИОН АН СССР, 1990. – С. 212–241.

- Оганесян, А. А.** Мониторинг загрязнения тяжелыми металлами почв и овощных культур в городе Ереване / А. А. Оганесян, А. А. Мурадян // Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга : XI междунар. симп. по биоиндикаторам. – Сыктывкар, 2001. – С. 143.
- Павлюкова, Н. Ф.** Индикация эдафотопов, загрязненных техногенными веществами, по активности ферментов / Н. Ф. Павлюкова, Л. Г. Долгова // Почвоведение. – 1993. – № 1. – С. 45–47.
- Пекин, В. П.** Изменение структуры сообществ кокциnellид (Coleoptera, Coccinellidae) степной зоны юга Западной Сибири под антропогенным воздействием // Вести Челяб. гос. пед. ун-та. – 1996. – Сер. 4.1. – С. 178–181.
- Песенко, Ю. А.** Материалы по фауне и экологии пчелиных (Hymenoptera, Apoidea) Нижнего Дона. Сообщ. V. Стадиальное распределение и формирование населения пчелиных вторичных биоценозов // Зоол. журн. – 1974. – Т. 53, № 6. – С. 882–887.
- Петренко, А. А.** Жуки-стафилиниды – индикаторы состояния биоценозов Карпатского заповедника / А. А. Петренко, В. Г. Надворный // Заповедники СССР – их настоящее и будущее. – Новгород : Новгород. гос. пед. ин-т, 1990. – Ч. 3. – С. 112–114.
- Писарский, Б.** Фауна беспозвоночных урбанизированных районов Варшавы // Биоиндикация в городах и пригородных зонах. – М. : Наука, 1993. – С. 43–49.
- Полевой** эксперимент по очистке почвы от нефтяного загрязнения с использованием углеводородокисляющих микроорганизмов / Д. Г. Сидоров, И. А. Борзенков, Р. Р. Ибатуллин [и др.] // Прикладная биохимия и микробиология. – 1997. – Т. 33, № 5. – С. 497–502.
- Почвенные беспозвоночные и промышленные загрязнения.** / Э. И. Хотько, С. Н. Ветрова, А. А. Матвеевко, Л. С. Чушков. – Минск : Наука и техника, 1982. – 264 с.
- Почвенные беспозвоночные** – индикаторы состояния рекреационных ельников Подмосквья / А. А. Захаров, Ю. Б. Бызова, А. Я. Друк [и др.] // Биоиндикация состояния окружающей среды Москвы и Подмосквья. – М. : Наука, 1982. – С. 40–53.
- Противогололедные реагенты и их влияние на природную среду** / Л. Ф. Николаева, О. В. Охцели, Е. Б. Поршнева, Н. Б. Флорова. – М. : Диалог-МГУ, 1999. – 60 с.
- Разумовский, С. М.** Изучение сукцессий как способ биоиндикации антропогенных воздействий / С. М. Разумовский, Л. Б. Рыбалов, А. Л. Тихомирова // Биоиндикация состояния окружающей среды Москвы и Подмосквья. – М. : Наука, 1982. – С. 17–22.
- Расулова, З. К.** Особенности распространения коллембол и орибатид в почвах нефтепромыслов Апшерона // Проблемы почвенной зоологии: Биоразнообразие и жизнь почвенной системы : материалы 2-го (12-го) всерос. совещ. по почв. зоологии (Москва, 1999 г.). – М. : Изд-во КМК, 1999. – С. 289.
- Рачковская, М. М.** Изменение активности некоторых оксидаз как показатель адаптации растений к условиям промышленного загрязнения / М. М. Рачковская, Л. О. Ким // Газоустойчивость растений. – Новосибирск : Наука, 1980. – С. 117–126.
- Рачковская, М. М.** Фитобиоиндикация состояния окружающей среды / М. М. Рачковская, Л. О. Ким // Вопросы экологии и охраны природы. – Кемерово, 1979. – С. 127–139.
- Рожков, А. С.** Действие фторсодержащих эмиссий на хвойные деревья / А. С. Рожков, Т. А. Михайлова. – Новосибирск : Наука, 1989. – 157 с.

- Ружицкая, С. С.** Влияние антропогенных факторов на рост основных древесных пород : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – М., 1969. – 20 с.
- Рябинин, Н. А.** Об устойчивости почвенной биоты к загрязнению сернистым ангидридом / Н. А. Рябинин, Г. Н. Ганин, А. Н. Паньков // Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. – М., 1987. – С. 279–284.
- Рябоконь, С. М.** Генетические последствия загрязнения окружающей среды для древесных растений / С. М. Рябоконь, В. А. Духарев, И. И. Коршиков // Промышленная ботаника : состояние и перспективы развития. – Киев : Наук. думка, 1990. – С. 35–37.
- Сабиров, Р. Н.** Оценка техногенных эмиссий на лесные биогеоценозы дендрохронологическим методом // Экотоксикология и охрана природы. – Рига, 1988. – С. 151–153.
- Савинов, А. Б.** Внутрипопуляционная изменчивость *Cicadella viridis* (Homoptera, Cicadellidae) в условиях антропогенной трансформации наземных экосистем // Эколого-генетические исследования устойчивости и продуктивности популяции. – Нижний Новгород : Типография ННГУ, 1990. – С. 12–21.
- Сайккели, С.** Клеточные и ультраструктурные эффекты // Загрязнение воздуха и жизнь растений / С. Сайккели, Л. Каренлампи. – Л. : Гидрометеоздат, 1988. – С. 190–205.
- Сапунов, В. Б.** Популяционный стресс как биологический индикатор экологических нарушений // Биологическая индикация в антропоэкологии. – Л. : Наука, 1984. – С. 195–199.
- Свойства** и видовой состав родококков пластовых вод Пермского Прикамья, окисляющих углеводороды / М. В. Бердичевская, И. Б. Ившина, О. А. Нестеренко, В. П. Шеховцов // Микробиология. – 1984. – Т. 53, вып. 4. – С. 681–685.
- Сезонные изменения** активности пероксидазы в ассимиляционном аппарате ели колючей в условиях городской среды / Е. А. Сидорович, И. А. Шобанова, С. В. Судейная, О. Н. Мурашко // Проблемы озеленения городов : альм. – М. : Прима-М, 2004. – Вып. 10. – С. 175–180.
- Сергейчик, С. А.** Древесные растения и оптимизация промышленной среды. – Минск, 1984. – 166 с.
- Сергейчик, С. А.** Устойчивость и поглотительная способность древесных растений к газообразным загрязнителям атмосферы в условиях Белоруссии : автореф. дис. ... д-ра биол. наук. – Новосибирск, 1988. – 33 с.
- Сергейчик, С. А.** Влияние газообразных промышленных токсикантов на активность пероксидазы и нитратредуктазы листьев древесных растений / С. А. Сергейчик, А. А. Сергейчик // Экотоксикология и охрана природы. – Рига, 1988. – С. 158–161.
- Силаева, А. М.** Структура хлоропластов и факторы среды. – Киев, 1978.
- Смирнов, А. М.** Пчелы как индикаторы загрязнения окружающей среды / А. М. Смирнов, Р. А. Кадиров, М. Ю. Кроль // Вестн. Рос. акад. с.-х. наук. – 2000. – № 4. – С. 63–65.
- Смирнов, В. В.** Бактерии рода *Pseudomonas* / В. В. Смирнов, Е. А. Киприанова. – Киев : Наук. думка, 1990. – 263 с.
- Смирнов, Ю. Б.** Насекомые как биоиндикаторы загрязнения почв тяжелыми металлами некоторых техногенных ландшафтов // Успехи энтомологии в СССР : экология и фаунистика, небольшие отряды насекомых. – СПб. : Наука, 1993. – С. 69–70.
- Смит, У. Х.** Лес и атмосфера. – М. : Прогресс, 1985. – 429 с.

- Сорокина, С. В.** Влияние угольной промышленности на поселение муравьев г. Прокопьевска // Муравьи и защита леса : материалы 11-го всерос. мирмекол. симп. (Пермь, 20–26 авг. 2001 г.). – Пермь, 2001. – С. 167–169.
- Сорокина, С. В.** Фауна и экология муравьев (Hymenoptera, Formicidae) Кузнецко-Салаирской горной области : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Томск, 1999. – 22 с.
- Состояние** зеленых насаждений в Москве : аналит. докл. – М. : Прима-Пресс, 1998. – 238 с.
- Состояние** зеленых насаждений и городских лесов в Москве : аналит. докл. – М. : Прима Пресс-М, 2000. – 276 с.
- Способ** очистки почв от нефтяных загрязнений : пат. 2019527 Рос. Федерация / Т. В. Коронелли, Э. И. Аракелян, Т. И. Комарова, В. В. Ильинский. – Бюл. № 17.
- Спунгис, В. В.** Галлицы – биоиндикаторы загрязнения лесных биогеоценозов соединениями кальция // Загрязнение природной среды кальцийсодержащей пылью. – Рига, 1985. – С. 127–141.
- Стадницкий, Г. В.** Насекомые-дендрофаги – индикаторы антропогенных экологических нарушений // Биологическая индикация в антропоэкологии : материалы 2-го всесоюз. совещ. по ком. антропоэкологии (Ленинград, 2–6 июня 1984 г.). – Л. : Наука, 1984. – С. 114–120.
- Тарчевский, И. А.** Основы фотосинтеза. – М. : Высш. шк., 1977. – 255 с.
- Тимофеева, А. В.** Использование дендрохронологического метода для оценки степени атмосферного загрязнения в пригородных лесах Тольятти // Леса Русской равнины. – М., 1993. – С. 215–217.
- Титаева, Н. А.** Тяжелые металлы в водной и наземной экосистемах Ивановского водохранилища реки Волга / Н. А. Титаева, Н. С. Сафронова, Е. С. Шепелева // Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга : XI междунар. симп. по биоиндикаторам (Сыктывкар, 17–21 сент. 2001 г.). – Сыктывкар, 2001. – С. 187.
- Токарева, Т. Г.** Экологическая оценка техногенного воздействия на еловые леса Кольского полуострова : дис. ... канд. биол. наук. – М., 1992. – 165 с.
- Трасс, Х. Х.** Лихеноиндикационные индексы и SO_2 // Биогеохимический круговорот веществ в биосфере. – М. : Наука, 1987. – С. 111–115.
- Трофимов, В. Н.** Использование различных групп насекомых для мониторинга лесных биогеоценозов // Экология и защита леса. – Л. : ЛТА, 1990. – С. 89–97.
- Трофимов, В. Н.** Стволовые насекомые как биоиндикаторы состояния лесной среды // Охрана лесных экосистем и рациональное использование лесных ресурсов. Защита леса и охрана живой природы. – М., 1984. – Ч. 1. – С. 36.
- Умаров, М. М.** Некоторые биохимические показатели загрязнения почв тяжелыми металлами / М. М. Умаров, Е. Е. Азиева. – М. : МГУ, 1980. – 109 с.
- Феоктистов, В. Ф.** Трансформация биоценологических комплексов жужелиц урбанизированных лесных ландшафтов // Проблемы контроля загрязнения природной среды и методы очистки промышленных выбросов : тез. докл. обл. науч.-техн. конф., декабрь 1988 г. – Куйбышев, 1988. – С. 70–72.
- Филатова, Л. Д.** Пространственное изменение структуры стафилинид (Coleoptera, Staphylinidae) в зоне техногенной эмиссии // Проблемы почвенной зоологии : материалы докл. 8-го всесоюз. совещ. – Ашхабад, 1984. – Т. 2. – С. 137.
- Фитотоксичность** органических и неорганических загрязнителей / В. П. Тарабрин, Е. Н. Кондратюк, В. Г. Башкатов [и др.]. – Киев : Наук. думка, 1986. – 215 с.
- Фрей, Т. Э. А.** Экофизиологические аспекты проблемы усыхания лесов // Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. – М. : Наука, 1987. – С. 139–142.

- Фролов, А. К.** (а) Ассимиляционный аппарат кустарников лесной дубравы в разных условиях освещенности // Ботан. журн. – 1978. – Т. 63, № 8. – С. 1202–1206.
- Фролов, А. К.** (б) Ассимиляционный аппарат кустарников под пологом лесостепной дубравы // Вопросы экологической анатомии и физиологии растений. – Л., 1978. – С. 91–100.
- Фролов, А. К.** Влияние условий освещенности в лесостепной дубраве на ассимиляционный аппарат сныти (*Aegopodium podagraria* L.) // Вест. ЛГУ. – 1977. – № 3. – С. 60–65.
- Фролов, А. К.** Окружающая среда крупного города и жизнь растений в нем. – СПб. : Наука, 1998. – 328 с.
- Хабибуллина, Ф. М.** Микобиота как биоиндикатор при восстановлении нефтезагрязненных почв / Ф. М. Хабибулина, И. Б. Арчегова // Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга : XI междунар. симп. по биоиндикаторам (Сыктывкар, 17–21 сент. 2001 г.). – Сыктывкар, 2001. – С. 198.
- Хазиев, Ф. Х.** Методы почвенной энзимологии. – М. : Наука, 1990. – 189 с.
- Хазиев, Ф. Х.** Ферментативный путь разложения азота в почве / Ф. Х. Хазиев, Я. М. Агафарова, Н. А. Киреева // Экология и физиолого-биохимические основы микробиологического превращения азота. – Тарту, 1972. – С. 333–339.
- Хогалева, О. В.** К изучению карабидофауны городских биоценозов // Экология и охрана окружающей среды : тез. докл. 2-й междунар. науч.-практ. конф. (Пермь, 12–15 сент. 1995 г.). – Пермь, 1995. – Ч. 2. – С. 136–137.
- Хотько, Э. И.** Влияние выбросов нефтеперерабатывающих заводов на структуру сообществ жулици лесных биоценозов. – Минск, 1986. – 31 с. – Деп. в ВИНТИ 08.04.1986, № 2501-B86.
- Хотько, Э. И.** Некоторые закономерности изменений в сообществах беспозвоночных основных лесов под влиянием загрязнений промышленными выбросами / Э. И. Хотько, С. Н. Ветрова, Т. П. Смирнова // Проблемы почвенной зоологии. – Минск, 1978. – С. 259–260.
- Чернышенко, О. В.** Древесные растения как аккумуляторы и показатели загрязнения атмосферы // Мониторинг состояния лесных и городских экосистем : моногр. / под ред. В. С. Шалаева, Е. Г. Мозолевской. – М. : МГУЛ, 2004. – С. 219–230.
- Членистоногие беспозвоночные как индикаторная группа животных в исследованиях по программе экологического мониторинга / В. С. Солодовникова, А. Ф. Бартнев, А. С. Белоконь [и др.] // Мониторинговые исследования лесных экосистем степной зоны, их охрана и рациональное использование. – Днепропетровск : ДГУ, 1988. – С. 152–160.**
- Чугаева, Г. С.** Влияние азотного питания на развитие хлорофиллоносных органов сахарной свеклы : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – 1952. – 16 с.
- Шарова, И. Х.** Жизненные формы жулици (Coleoptera, Carabidae). – М. : Наука, 1981. – 360 с.
- Шатохина, С. Ф.** Влияние химикатов на биологическую активность чернозема южного / С. Ф. Шатохина, С. И. Христенко // Почвоведение. – 1998. – С. 957–958.
- Шерстенникова, А. В.** О состоянии фотосинтетического аппарата картофеля в условиях избытка хлора / А. В. Шерстенникова, М. И. Маршакова // Фотосинтез и устойчивость растений. – Минск, 1973. – С. 33–38.
- Шипунов, Ф. Я.** Организованность биосферы. – М. : Наука, 1980. – 291 с.
- Шуберт, Р.** Возможности применения растительных биоиндикаторов в биологической системе контроля окружающей среды // Разработка и внедрение на комплексных фоновых станциях методов биологического мониторинга. – Рига : Зинатне, 1983. – Т. 1. – С. 89–98.

Шуктомова, И. И. Возможность использования растений в качестве индикаторов загрязнения почвенного покрова изотопами тория // Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга : XI междунар. симп. по биоиндикаторам (Сыктывкар, 17–21 сент. 2001 г.). – Сыктывкар, 2001. – С. 211.

Шульгин, И. А. Растение и солнце. – Л., 1973. – 251 с.

Экологическое зонирование городских территорий с использованием биологических индикаторов и дистанционного мониторинга. / О. А. Неверова, Н. И. Еремеева, Д. В. Сушев, А. А. Быков // Успехи соврем. биологии. – 2003. – Т. 123, № 2. – С. 201–208.

Эколого-физиологическая диагностика состояния ассимиляционного аппарата сосны обыкновенной в техногенной среде / С. А. Сергейчик, А. А. Сергейчик, С. Карвета, Б. Выжголик // Archiwum ochrony srodowiska. – 1993. – № 3–4. – С. 155–172.

Ямалетдинова, Г. Ф. Микробиологический мониторинг нефтезагрязненных почв / Г. Ф. Ямалетдинова, К. Х. Мухамедвалиева, А. В. Федотов // Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга : XI междунар. симп. по биоиндикаторам (Сыктывкар, 17–21 сент. 2001 г.). – Сыктывкар, 2001. – С. 216.

Яновский, В. М. Насекомые и проблема экологического мониторинга лесных экосистем // Лесн. х-во. – 1990. – № 11. – С. 29–32.

Ярмишко, В. Т. Проблемы биоиндикации и оценки жизненного состояния лесных экосистем в условиях аэротехногенного загрязнения // Методология экологического нормирования. – Харьков, 1990. – Ч. 2. – С. 108–109.

Altmann, G. Belastung von Blütenhonig mit Schwärme – tallen und ihre Herkunft // Apidologie. – 1986. – Bd 16, N 3. – S. 197–198.

Angoid, P. G. The impact of road upon adjacent heathland vegetation: effects on plant species composition // J. Appl. Ecol. – 1997. – Vol. 34. – P. 409–417.

Babenko, A. S. Changes in the staphylinid populations in the coniferous forests under human impact // 20 Int. Congr. Entomol. (Firenze, Aug. 25–31, 1996) : Proc. – Firenze, 1996. – P. 297.

Bengtsson, G. Ground-living invertebrates in metal-polluted forest soils / G. Bengtsson, S. Rundgren // AMBIO : J. of the Human Environ. – 1984. – Vol. 13, N 1. – P. 29–33.

Brod, H. G. Assessing the risks of using de-icing salts // Risiko-Abschätzung für den Einsatz von Tausalzen verkehrstechnisch. Helt. N.W. – 1995. – Bd 21. – S. 65–76.

Catchability of the epigeal fauna of pine stands as a bioindicator of industrial pollution of forests / J. Chłodny, J. Matuszczyk, B. Styfi-Bartkiewicz, D. Syrek // Ekol. Pol. – 1987. – Vol. 35, N 2. – P. 271–290.

Cholewicka, K. Curculionids (Coleoptera, Curculionidae) of Warsaw and Mazovia // Mem. Zool. – 1981. – Vol. 34. – P. 235–258.

Czechowska, W. Coccinellids (Coleoptera, Coccinellidae) of Warsaw and Mazovia / W. Czechowska, R. Bielawski // Ibid. – P. 181–197.

Czechowski, W. Carabids (Coleoptera, Carabidae) of Warsaw and Mazovia // Ibid. – P. 119–144.

Dabrowska-Prot, E. Ecological analysis of Diptera communities in the agricultural region of the Masurian lakeland and the industrial region of Silesia // Pol. Ecol. Stud. (PRL). – 1980. – Vol. 6, N 4. – P. 685–716.

Dabrowska-Prot E. (a) Structural and functional characteristics of Chloropidae community in an industrial landscape // Pol. Ecol. Stud. (PRL). – 1984. – Vol. 10, N 1. – P. 111–140.

Dabrowska-Prot, E. (b) The effect of industry on biocoenoses // Pol. Ecol. Stud. (PRL). – 1984. – Vol. 10, N 1–2. – P. 187–205.

- Draber-Monko, A.** Tachinid flies (Diptera, Tachinidae) of Warsaw and Mazovia // Mem. Zool. – 1982. – Vol. 35. – P. 141–162.
- Effect** of aromatic compounds on cellular fatty acids composition of *Rhodococcus opacu*. / I. V. Tsitko, G. M. Zaitsev, A. G. Lobanok, M. Salkinoja-Salonen // Appl. Environ. Microbiol. – 1999. – Vol. 65. – P. 853–855.
- Eremeeva, N. I.** Bumble-bees as an object of biomonitoring in an urban area // Modern problems of bioindication and biomonitoring : Proc. XI Intern. Symp. on bioindicators. – Syktyvkar, 2003. – P. 121–126.
- Ernst, W. H. O.** Problems of bioindication on the level of individuals // Wiss. Beitr. Univ. Halle. – 1980. – N 26 (Bioindication, Vol. 3). – S. 3–9.
- Gepp, J.** Die Neuropteren von Graz: Ein Beitrag zur Kenntnis der mitteleuro-paischen Grossstadtfauna // Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark. – 1975. – Bd 105. – S. 265–278.
- Gingell, S. V.** The effect of zins, lead and Cadmium pollution, of the leaf surface microflora / S. V. Gingell, R. Campbell, V. Martin // Environ. pollution. – 1976. – Vol. 11, N 1. – P. 25–37.
- Gorska, D.** Anthomyzidae, Muscidae and Non-Parasitic Calliphoridae (Calyptera, Diptera) of Warsaw and Mazovia // Mem. Zool. – 1982. – Vol. 35. – P. 93–114.
- Haigler, B. E.** Biodegradation of mixtures of substituted benzenes by *Pseudomonas sp.* Strain JS 150 / B. E. Haigler, C. A. Pettigrew, J. C. Spain // Appl. Environ. Microbiol. – 1992. – Vol. 58. – P. 2237–2244.
- Halotolerant** and extremely halophilic oil-oxidizing bacteria in oil fields / S. S. Belyaev, I. A. Borzenkov, E. I. Milekhina [et al.] // Proceedings International 1992 Conference Microbial Oil Recovery / Eds. E. Premuzic, A. Woodhead. – Amsterdam : Elsevier, 1993. – P. 79–88.
- Keller, T.** The use of peroxidase activity for monitoring and mapping air pollution areas // Eur. J. For. Pathol. – 1971. – N 4. – P. 11–19.
- Klapperstück, J.** Beeinflussung der Mortalitätsraten von *Calliphora erythrocephala* Meig. durch Begasung definierten Larvenstadien mit SO₂ und Cl₂ // Wiss. Beitt. Martin-Luther Univ., Halle-Wittenberg, Halle. – 1980. – Bd 26, N 10. – S. 75–80.
- Klausnitzer, B.** Probleme der morphologischen Bioindication bei Tieren unter urbanen Bedingungen / B. Klausnitzer, U. Jacob // Biol. Rundschau. – 1982. – Bd 20, N 6. – S. 351–363.
- Konnorova, E.** Efectos colaterales de la aplicacion de DDT en los cafetales // Cienc. y tecn. agr. café y cacao. – 1987. – Vol. 9, N 1. – P. 25–33.
- Kubicka, A.** Scarabaeids (Coleoptera, Scarabaeidae) of Warsaw and Mazovia // Mem. Zool. – 1981. – Vol. 34. – P. 145–164.
- Kudela, M.** Insektenschaden in rauchgeschädigten Fichten- und Kiefernbeständen // Immissionen und Waldzonosen. Symp. – Praga, 1968. – P. 129–132.
- Kühnelt, W.** Die Grünflächen der Städte und ihre Tierwelt // Städtökologie. Tag.ber. 3. Fachtagung des Ludwig-Boltzmann-Institutes Graz, 1977. – S. 69–77.
- Lindqvist, L.** Influence of life history and sex on metal accumulation in two beetle species (Insecta: Coleoptera) / L. Lindqvist, M. Block // Bull. Environ. Contam. and Toxicol. – 1997. – Vol. 58, N 4. – P. 518–522.
- Martis, M.** Carabid beetles as bioindicators of landscape ecological balance // Wiss. Beitr. Univ. Halle. – 1980. – N 28 (Bioindication, Vol. 5). – P. 44–49.
- Neverova, O. A.** Phenological peculiarities of arboreal plants growth and their application for indication of air pollution / O. A. Neverova, E. U. Kolmogorova // Modern problems of bioindication and biomonitoring : Proc. XI Int. Symp. on bioindicators. – Syktyvkar, 2003. – P. 318–323.

- Novákova, E.** Utilisation de l'hémogramme du lièvre commun comme indicateur des altérations anthropogènes du paysage // J. Forest. Suisse. – 1968. – Vol. 1. – P. 31–44.
- Paplińska, E.** Preliminary analysis of communities of soil Diptera larvae in forest ecosystems from variously utilized areas // Pol. Ecol. Stud. (PRL). – 1980. – Vol. 6, N 4. – P. 625–643.
- Petal, J. M.** Adaptation of ants to industrial pollution // Mem. Zool. – 1978. – Vol. 29. – P. 99–108.
- Petal, J. M.** The effect of industrial pollution of Silesia on populations of ants // Pol. Ecol. Stud. (PRL). – 1980. – Vol. 6, N 4. – P. 665–672.
- Pfeffer, A.** Ein Beitrag zur Kenntnis der durch Immissionen beeinflussten Zoozonosen in Waldbeständen // Immiss. und Waldzonosen, Symp. – Praha, 1968. – S. 95–100.
- Pisarski, B.** Ants (Hymenoptera, Formicoidea) of Warsaw and Mazovia // Mem. Zool. – 1982. – Vol. 3. – P. 73–90.
- Puszkarski, T.** Ants (Formicidae) in the agrocenoses affected by intensive pressure of industrial emissions // Ann. UMCS. – 1982. – Vol. 37, N 9. – P. 105–116.
- Puszkarski, T.** (a) Changes in epigeal fauna as a bioindicator within the area of emission from the «Siarkopol» sulphur-producing combine at Machów near Tarnobrzeg, Poland // Bull. Acad. Pol. Sci. Ser. sci. biol. – 1979. – Vol. 27, N 6. – P. 467–471.
- Puszkarski, T.** (b) Changes in epigeal fauna in an area exposed to emission from the sulphur mine at Jeriorko near Tarnobrzeg, Poland // Bull. Acad. Pol. Sci. Ser. sci. biol. – 1979. – Vol. 27, N 6. – P. 481–485.
- Puszkarski, T.** (c) Epigeal fauna as a bioindicator of changes in agrocenoses in the cement and lime production district at Nowiny near Kielce (central Poland) // Bull. Acad. Pol. Sci. Ser. sci. biol. – 1979. – Vol. 27, N 11. – P. 917–923.
- Puszkarski, T.** (d) Epigeal fauna as a bioindicator of changes in environment in areas of high industrial pressure // Bull. Acad. Pol. Sci. Ser. sci. biol. – 1979. – Vol. 27, N 11. – P. 925–931.
- Puszkarski, T.** Les fourmis (Formicidae) de la zone polluée des établissements de l'azote de Puławy // Mem. zool. – 1978. – Vol. 29. – P. 129–142.
- Puszkarski, T.** (e) The effect of sulphur industry on epigeal and soil fauna // Mem. zool. – 1979. – Vol. 32. – P. 101–118.
- Rhee, J. A.** Effect of soil pollution on earthworms // Pedobiologia. – 1977. – Vol. 17, N 3. – P. 201–208.
- Richter, K.** Zur Abhängigkeit einiger Körpermasse von *Aphis sambuci* L. von anthropogenen Immissionen / K. Richter, B. Klausnitzer, T. Möller // Wiss. Z. Karl-Marx-Univ. Leipzig. Math. – Naturwiss. R. – 1980. – Jg. 29, H. 6. – S. 607–610.
- Schweiger, H.** Die Insektenfauna des Wiener Stadtgebietes als Beispiel einer kontinentalen Grossstadtfäuna // II Int. Kongr. Ent. Wien 1960. – 1962. – Bd 3. – S. 184–193.
- Sorokina, S. V.** The peculiarity of the ants' settles in the territory of Kemerovo city // 5-й междунар. коллоквиум по обществ. насекомым (Москва, 4–8 окт. 1999 г.) : тез. докл. – М., 1999. – С. 59.
- Stein, K.** Mobile and immobile Probensammlung mit Hilfe von Bienen und Birken / K. Stein, F. Umland // Fresenius Z. Analyt. Chem. – 1987. – Bd 327, N 2. – S. 132–141.
- Stubbe, A.** Strukturänderungen der Carabidengesellschaften entlang einer Trasse immissionsbeeinflusster Kiefernbestände der Dübener Heide / A. Stubbe, P. Tietze // Wiss. Beitr. Univ. Halle. – 1980. – Bd 28 (Bioindication, Vol. 5). – S. 27–33.
- Šustek, Z.** Changes in body size structure of staphylinid communities (Coleoptera, Staphylinidae) along an urbanization gradient // Biologia. – Bratislava. – 1993. – Vol. 48, N 5. – P. 523–533.

- Szczepański, W.** Inwentaryzacja mrowisk mrówek z grupy *Formica rufa* na obszarze Leśnego Pasa Ochronnego GOP / W. Szczepański, T. Podkówka // Sylwan. – 1983. – Vol. 127, N 5. – P. 35–44.
- The indicatory** role of bee products and bees in the evaluation of mercury contamination of the natural environment / T. P. Zarski, H. Zarska, Z. Jasinski, C. Fliszkiewicz // Ann. Warsaw Agr. Univ. – SGGW. Vet. Med. – 1997. – Vol. 20. – P. 97–100.
- Tobisch, D.** Carabiden des Nissetales bei Ostritz (Oberlausitz) und ihre Reaktion auf Industrie-Emissionen / D. Tobisch, W. Dunger // Abh. und Berichte Naturkundemus. Görlitz. – 1973. – Bd 48, N 2. – S. 1–16.
- Tucker, G.** Species presence // Agri-environmental indicators for sustainable agriculture in Europe/ Ed. D. M. Wascher. – Tilburg : ECNC, 2000. – P. 103–113.
- Utilization** of halogenated benzenes, phenols and benzoates by *Rhodococcus opacus*. / G. M. Zaitsev, J. S. Uotila, I. V. Tsitko [et al.] // Appl. Environ. Microbiol. – 1995. – Vol. 61. – P. 4191–4201.
- Wahlbrink, D.** Occurrence and sefflement of carabid beetles on an urban railway embankment – a contribution to urban ecology / D. Wahlbrink, H. Zucchi // Zool. Jahrb. Abt. Syst., Okol und Geogr. Tiere. – 1994. – Vol. 121, N 2. – P. 193–201.
- Wareham, D. G.** Linear programming for abatement of nitrogen oxides acid rain deposition / D. G. Wareham, E. A. McBean, J. M. Byme // Water, Air, Soil Pollution. – 1988. – Vol. 40. – P. 157–176.
- Wasowska, M.** Chrysomelids (Coleoptera, Chrysomelidae) of Warsaw and Mazovia // Mem. Zool. – 1981. – Vol. 34. – P. 219–233.
- Wentzel, K. F.** Zum Auftreten von Schadinsekten bei Luftverunreinigungen. Untersuchungen uber Beziehungen zwischem Raucheinfluss and einer lokal eng hegrenzten Massenvermehrung der Kleinen Fichtenblattwespe *Pristiphora abietina* (Christ) / K. F. Wentzel, B. Ohnsorge // Forstarchiv. – 1961. – Bd 32. – S. 177–186.

СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ

- Неверова Ольга Александровна – доктор биологических наук, заведующая лабораторией экологического биомониторинга института экологии человека СО РАН,
тел. 8 (384-2) 36-76-70,
e-mail: Nev11@yandex.ru
- Еремеева Наталья Ивановна – кандидат биологических наук, доцент кафедры зоологии и экологии Кемеровского государственного университета,
тел. 8 (384-2) 73-76-87,
e-mail: Neremeeva@mail.ru

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	3
Глава 1. НАУЧНЫЕ ОСНОВЫ БИОИНДИКАЦИИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ СРЕДЫ И СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМ	5
1.1. Классификация биоиндикаторов загрязнения среды.....	5
1.2. Экспертные оценки применения фитоиндикации загрязнения окружающей среды.....	7
1.3. Экспертные оценки применения насекомых в индикации загрязнения окружающей среды	30
1.4. Экспертные оценки применения микроорганизмов в индикации загрязнения почв.....	46
Глава 2. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ БИОИНДИКАТОРОВ ДЛЯ ЗОНИРОВАНИЯ ГОРОДСКИХ И ПРИЛЕГАЮЩИХ К НИМ ТЕРРИТОРИЙ.....	55
2.1. Использование фитоиндикаторов-накопителей в экологическом зонировании территорий.....	57
2.2. Использование фитоиндикаторов с высокой чувствительностью к поллютантам в экологическом зонировании территорий	58
2.3. Использование насекомых в экологическом зонировании территорий.....	60
ЗАКЛЮЧЕНИЕ.....	62
ЛИТЕРАТУРА.....	65
СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ	86

Неверова Ольга Александровна
Еремеева Наталья Ивановна

ОПЫТ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ БИОИНДИКАТОРОВ В ОЦЕНКЕ
ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Аналитический обзор

Компьютерная верстка выполнена Т.А. Калюжной

Лицензия ИД № 04108 от 27.02.01

Подписано в печать 12.05.2006. Формат 60x84/16.
Бумага писчая. Гарнитура Times. Печать офсетная.
Усл. печ. л. 5,6. Уч.-изд. л. 6,4. Тираж 300 экз.
Заказ N 157.

ГПНТБ СО РАН. Новосибирск, ул. Восход, 15, комн. 407, ЛИСА.
Полиграфический участок ГПНТБ СО РАН. 630200, Новосибирск,
ул. Восход, 15.