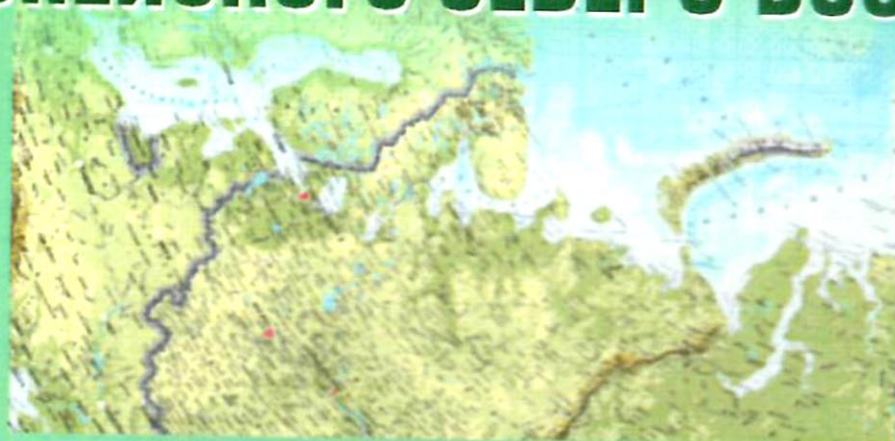




**ОСОБЕННОСТИ  
УРБОЭКОСИСТЕМ  
ПОДЗОНЫ ЮЖНОЙ ТАЙГИ  
ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРО-ВОСТОКА**





Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение  
высшего профессионального образования  
«Вятский государственный гуманитарный университет»  
Федеральное государственное бюджетное учреждение науки  
Институт биологии Коми научного центра  
Уральского отделения Российской академии наук

# Особенности урбоэкосистем подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока

Под редакцией  
Т. Я. Ашихминой, Л. И. Домрачевой

Киров  
2012

УДК 631.466  
ББК 28.081.8(2Р-4Ки)  
О-11

*Печатается по решению  
редакционно-издательского совета  
Вятского государственного гуманитарного университета*

**Рецензенты:**

заслуженный деятель науки Российской Федерации доктор биологических наук, профессор Г. П. Дудин;  
доктор географических наук, профессор Б. И. Кочуров

**Авторы:** д. т. н. Т. Я. Ашихмина, д. б. н. Л. И. Домрачева, д. б. н. И. Г. Широких, д. б. н. А. А. Широких, к. б. н. Е. В. Дабах, к. б. н. Л. В. Кондакова, к. б. н. Е. А. Домнина, к. б. н. С. Ю. Огородникова, к. б. н. Ю. А. Бобров, к. б. н. С. В. Пестов, к. б. н. А. И. Фокина, к. б. н. А. Л. Ковина, Н. Н. Ходырев, Л. Г. Целищева, А. П. Лемешко, Ю. Н. Зыкова, Е. С. Соловьёва, Г. И. Березин, С. С. Злобин, В. А. Ефремова

О-11 Особенности урбозкосистем подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока / под ред. Т. Я. Ашихминой, Л. И. Домрачевой. – Киров: ООО «Радуга-ПРЕСС», 2012. – 282 с.

ISBN 978-5-456-00137-5

Монография содержит сведения об эколого-социальной обстановке в г. Кирове, который относится к крупным урбозкосистемам подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока. В работе оценивается состояние почвенного покрова городской территории, приведены краткие характеристики фитокомплексов и зооценозов, представлены многолетние экспериментальные данные о функционировании, разнообразии, структуре микробных комплексов городских почв, проанализированы ответные реакции микроорганизмов и микробных сообществ на техногенное воздействие.

Предложены приёмы микроборемедиации загрязнённых почв.

Книга предназначена для специалистов в области экологии, микробиологии и охраны окружающей среды.

УДК 631.466  
ББК 28.081.8(2Р-4Ки)

ISBN 978-5-456-00137-5

© Вятский государственный  
гуманитарный университет  
(ВятГГУ), 2012  
© Коллектив авторов, 2012

## ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение ( <i>Т. Я. Ашихмина, Л. И. Домрачева</i> ) .....	4
Глава 1. Экологические проблемы и особенности урбоэкосистем (на примере города Кирова) ( <i>Т. Я. Ашихмина</i> ).....	6
Глава 2. Фитокомплексы городской среды	
2.1. Воздушный бассейн городов – особое состояние атмосферы ( <i>Е. А. Домнина</i> ) .....	25
2.2. Лихеноиндикационный мониторинг загрязнённости воздуха ( <i>Е. А. Домнина</i> ) .....	30
2.3. Дендрофлора города Киров ( <i>Ю. А. Бобров</i> ).....	34
Глава 3. Зооценозы городских территорий ( <i>Л. Г. Целищева, С. В. Пестов, Н. Н. Ходырев</i> ) .....	46
Глава 4. Особенности городских почв	
Введение ( <i>Е. В. Дабах</i> ) .....	68
4.1. Влияние полигонов промышленных отходов на состояние почв и подземных вод ( <i>Е. В. Дабах, А. П. Лемешко</i> ).....	70
4.2. Реакции гетеротрофных почвенных микроорганизмов на урбаногенное воздействие ( <i>И. Г. Широких, Е. С. Соловьёва</i> ) .....	75
4.3. Грибы в урбоэкосистемах ( <i>А. А. Широких</i> ) .....	104
4.4. Альго-циано-микологические комплексы городских почв ( <i>Л. И. Домрачева, Л. В. Кондакова, Ю. Н. Зыкова, В. А. Ефремова</i> ).....	120
4.5. Использование микробов-интродуцентов при выращивании декоративных культур в городских условиях ( <i>Л. И. Домрачева, А. Л. Ковина, Ю. Н. Зыкова</i> ).....	169
Глава 5. Адаптационные реакции микроорганизмов на стрессовые воздействия ( <i>Л. И. Домрачева, А. И. Фокина, С. Ю. Огородникова, Ю. Н. Зыкова, Л. В. Кондакова</i> ) .....	180
Глава 6. Микроорганизмы как биосорбенты поллютантов ( <i>А. И. Фокина, Л. И. Домрачева, Ю. Н. Зыкова, Г. И. Березин, С. С. Злобин</i> ) .....	232
Заключение ( <i>Л. И. Домрачева, Т. Я. Ашихмина</i> ).....	253
Литература .....	255

## ВВЕДЕНИЕ

Урбанизация – один из прогрессирующих процессов на планете. С каждым годом стремительно увеличивается площадь урбанизированных территорий и доля населения, проживающая в городах (малых, средних, больших, крупных и мегаполисах). Экосистемы городов радикально отличаются от прилегающих к ним природных биоценозов и даже сельскохозяйственных экосистем. Урбанизация ландшафтов приводит к существенному изменению рельефа, водного, воздушного, геохимического режимов местности, изменению состава флоры, фауны, микробиоты.

Высокая концентрация населения, мощное антропогенное воздействие промышленности, транспорта, коммунального хозяйства приводят к сильнейшей вариабельности абиотических и биотических факторов на сравнительно небольшой площади и вследствие этого к созданию в городах многочисленных экотопов. При этом городские почвы (и урбоэкосистемы в целом) можно рассматривать как бимодальные системы, в которых обитают как устойчивые, так и чувствительные к действию загрязнителей организмы. Поэтому глубокие, детальные исследования состояния биологического компонента данных экосистем являются непременным условием создания в городе оптимальной среды для жизни полезной биоты и самого человека.

Вероятно, идеалом урбоэкосистемы должен стать экополис, который, по Н. Ф. Реймерсу (1992), представляет собой урбанизированный ареал, включающий природные элементы (не только синантропные, но и несинантропные виды), и создаёт условия для их развития, «впускает» природу в город, формирует «сплав» природной и городской среды. Тем самым обеспечивается принцип сохранения экологического равновесия.

Безусловно, в каждом городе складываются специфические особенности, которые определяются характером основных видов промышленности и, следовательно, составом загрязняющих веществ, климатом, географическим положением и т. д. Однако, как показывает анализ литературных данных, независимо от географического положения, имеются определенные тенденции в характере функционирования сообществ и комплексов организмов урбанизированных территорий. Город Киров, где выполнялись наши исследования, относится к категории крупных городов с населением около 500 тыс. человек. Как и в других крупных городах, расположенных в подзоне южной тайги Северо-Востока европейской части России, в г. Кирове под влиянием антропогенной нагрузки происходит трансформация почвенно-растительного покрова, зооценозов и микробных комплексов. Локальные нарушения особенно четко проявляются в промышленной и транспортной зонах города, хотя действие возмущающих факторов, в первую очередь, в виде переноса разнообразных поллютантов, сказывается в селитебной и парковой зонах.

Актуальность данной монографии обусловлена тем, что в ней впервые собраны и систематизированы материалы многолетних исследований, объединённых общей идеей – выявить изменения природного комплекса подзоны южной тайги в условиях возрастающей антропогенной и техногенной нагрузки.

Монография начинается с характеристики урбосистемы подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока на примере города Кирова и включает описание фитокомплексов и зооценозов городской среды, отражает особенности растительности, городских почв, специфичность микробных комплексов в них. В работе представлены результаты биотестирования и биоиндикации природных сред и объектов с использованием цианобактерий, микромицетов и высших растений с целью оценки состояния компонентов урбоэкосистем и ремедиации городских ландшафтов.

Исследования выполнены на базе лаборатории биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и Вятского государственного гуманитарного университета и включают материалы изучения особенностей урбоэкосистем подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока, полученные в ходе выполнения научных проектов, грантов, хоздоговорных работ.

# ГЛАВА 1

## ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ И ОСОБЕННОСТИ УРБОЭКОСИСТЕМ (НА ПРИМЕРЕ ГОРОДА КИРОВА)

Современный город развивается не только и не столько как жилой массив, но и как место сосредоточения промышленности и составляющих её энергетических, транспортных и иных предприятий. Концентрирование производств в больших городах – следствие экономической целесообразности процесса урбанизации. Экология города практически является ветвью социальной экологии (Денисов и др., 2008).

Процесс увеличения численности городского населения, приводящий к росту и развитию городов, получил название урбанизации (от лат. *urbahus* – городской). Превращение естественных ландшафтов в искусственные под влиянием городской застройки представляет собой урбанизацию природы (Денисов и др., 2008). По Н. Ф. Реймерсу (1990), урбоэкосистемы – «неустойчивая природно-антропогенная система, состоящая из архитектурно-строительных объектов и резко нарушенных экосистем».

Рассматривая категорию городов в зависимости от численности населения, город Киров можно отнести к группе крупных городов Российской Федерации (497 тыс. человек).

В плане характеристики урбоэкосистемы в данной работе рассматриваются экологические проблемы и особенности территории г. Кирова. В монографии представлены материалы комплексного экологического мониторинга природных сред и объектов территории Кировской области и г. Кирова, который разрабатывается и осуществляется учёными лаборатории биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ, вузов города, научными школами и лабораториями. В обсуждении материалов использованы региональные доклады «О состоянии окружающей среды Кировской области» за период с 1997 по 2011 г.

### Физико-географическая характеристика города Кирова

Кировская область расположена в центрально-восточной части Европейской России и занимает 120,8 тыс. кв. км; с севера на юг она вытянута на 570 км, с запада на восток – на 440 км. В центре Кировской области находится город Киров.

Область и город расположены в бассейне реки Вятки в среднем её течении. Лишь некоторые районы области на северо-востоке расположены в верховьях Камы, на юго-западе – в бассейне реки Большой Кокшаги – притока Волги. В целом, область имеет густую речную сеть и множество больших озёр и болот. Поверхность области характеризуется общим равнинным характером с наклоном с северо-востока на юго-запад, но рельеф края значительно расчленён. По центральной части с севера на юг тянется пологая возвышенность – Вятский увал со средней высотой 175 м над уровнем моря и

шириной до 40 км (История Кировской области, 1975). Город Киров расположен на семи холмах.

Климат Кировской области континентальный, с продолжительной холодной многоснежной зимой и умеренно тёплым и коротким летом, с неустойчивой по температуре и осадкам погодой. Годовой радиационный баланс колеблется от 22 ккал/см<sup>2</sup> на севере, до 25 ккал/см<sup>2</sup> на юге области. Среднегодовая температура – от 0,6 °С на севере до 2,7 °С – на юге области (Ашихмина, Зайцев, 2000). Среднегодовая температура воздуха в г. Кирове 1,6 °С. Среднегодовое количество осадков 582 мм (Жуйкова, 2008). Город накладывает отпечаток на климатические условия. Средняя годовая температура в городе на несколько градусов выше, чем за его пределами. Таким образом, увеличивается продолжительность периода с положительными температурами, снижается относительная влажность воздуха, увеличивается число дней с туманами. В городах больше безветренных дней, ниже атмосферное давление и скорость ветра, что ведёт к застойным явлениям, загрязнению воздушного бассейна, возможности возникновения смога (Тарасова и др., 2004). Совокупность этих условий формирует уникальную биоту, не имеющую аналогов в дикой природе.

Преобладающий тип почв – дерново-подзолистый и подзолистый; преимущественный механический состав – суглинки, глины, реже супеси.

По растительности Вятский край относится к лесной зоне. В северных районах преобладают елово-пихтовые леса (средняя тайга). В центральной части, охватывающей треть всей территории, растут хвойные леса со значительным количеством лиственных пород (южная тайга). Юг области занят смешанными хвойно-широколиственными лесами, большая часть которых уже вырублена.

В настоящее время Зелёное хозяйство г. Кирова находится в неудовлетворительном состоянии. По данным генерального плана развития г. Кирова, зелёные насаждения общего пользования занимают всего 283,8 га, что составляет 6,1 кв. м/чел. и не соответствует рекомендованным нормам. Зелёные территории неравномерно распределены по городу. Если центральная часть его сравнительно озеленена, то новые районы имеют крайне малую площадь озеленения. Зелёные зоны и лесопарки занимают площадь 269 тыс. га (Региональный доклад, 2010). Зелёные территории города испытывают сильнейшее антропогенное и техногенное давление. В растительных объектах городской территории в течение ряда лет изучается содержание тяжёлых металлов – Cu, Zn, Hg, Co, Ni, Mn, Pb, Cr (Слободчиков, 2004; Скугорева, 2008; Петров и др., 2010). Наблюдаются симптомы «отравления» растений тяжёлыми металлами, внешне проявляющиеся в замедлении их роста и развития, изменении цвета и увядании листьев, уродливости и недоразвитости стволов и корневой системы. Отмечается отсутствие лишайников на деревьях центральных улиц и перекрёстков, накопление общего фосфора в талломах лишайников *Nurogimnia phytodes* (L.) NYL (Домнина и др., 2010). В условиях городской среды происходят изменения в пигментной системе растений. Под влиянием высокой автотранспортной нагрузки в листьях происходит снижение уровня хлорофиллов (Житлухина, Огородникова, 2011). Данные признаки позволяют обнаружить зоны



городской территории с высоким загрязнением почвенного покрова и атмосферного воздуха.

Активная застройка и «благоустройство подъездных путей к супермаркетам» влечёт за собой массовую вырубку зелени (Волкова, Хохлов, 2010). В пригородных лесах отмечены несанкционированные свалки, особенно на территории подъездов к садам горожан.

Зелёные насаждения в экосистеме города играют ключевую роль регуляторов состояния среды. Эта роль зависит от состояния ассимиляционного аппарата листьев. Попытку оценить фитопатологическое состояние листьев древесных растений в парковых насаждениях г. Кирова предприняли авторы А. В. Нестерова и С. В. Пестов (2011). Большинство пород (исключение – клён) сильно повреждаются сосущими насекомыми (тли и цикадки). Они питаются только внутренними соками растений, поэтому избегают воздействия поллютантов, оседающих на поверхности листьев. Активность сосущих насекомых увеличивается в центральных парках г. Кирова. Исследованные породы по показателю числа поражения на лист выстроены в следующий ряд снижения устойчивости к фитопатогенным организмам: рябина – липа – берёза – осина – клён.

Животный мир Кировской области весьма разнообразен. На территории области обитает свыше 7200 тыс. видов непосредственно животных из 19 типов (Алалыкина, 2003). На территории г. Кирова в 2010 г. обнаружено 1945 видов, относящихся к 1163 родам, 438 семействам, 239 отрядам, 38 классам и 17 типам (Целищева, 2011).

Современная характеристика представителей растительного и животного мира г. Кирова имеется в главах 2, 3 и 6 данной монографии.

На природный комплекс региона оказывает высокое воздействие техногенная нагрузка. Модуль техногенной нагрузки территории г. Кирова оценивается в 100 тыс. т/км<sup>2</sup>, что соответствует модулю таких крупных промышленных городов, как Нижний Новгород, Казань, Саранск и др. (Ашихмина, 2002).

В г. Кирове подведены итоги Всероссийской переписи населения (2010 г.). По данным переписи населения, в областном центре проживают 497 тыс. человек. 54% населения г. Кирова составляют женщины и 46% – мужчины.

Природно-ресурсный потенциал Кировской области составляют верхнекамские фосфориты, лес (основа лесной, деревообрабатывающей и целлюлозно-бумажной промышленности), пушнина, торф, водные и земельные ресурсы, машиностроение, химическая и нефтехимическая отрасль хозяйства. Кировская область, и в том числе г. Киров, вносят определённый вклад в хозяйственное, политическое и культурное развитие России.

## **Экологический мониторинг и экологические проблемы Кировской городской агломерации**

Важнейшими экологическими проблемами города Кирова и городской среды являются загрязнение атмосферного воздуха от стационарных промышленных и передвижных источников загрязнения; низкое качество источников

питьевого водоснабжения; утилизация отходов производства, особенно золы от объектов энергетического комплекса, стеклобоя, синтетических и полимерных материалов и др.; эксплуатация свалок ТБО с нарушением природоохранных требований; загрязнение грунтовых вод, почв, увеличение в них содержания основных технофильных металлов – свинца, никеля, меди, цинка, кобальта, ванадия; радиационное, акустическое, электромагнитное, вибрационное воздействие на окружающую среду; активация оползневых процессов (при городской застройке). Кроме того, проявляются серьёзные проблемы, связанные с накоплением в биосфере нитратов, диоксинов, пестицидов, полициклических ароматических углеводородов, тяжёлых металлов и многое другое (под ред. Т. Я. Ашихминой «Экологический мониторинг», 2005).

Возникают экологические аспекты промышленных технологий (металлургическая промышленность, металлообработка, шинная промышленность, целлюлозно-бумажное, химическое, лесохимическое, микробиологическое производства). По данным И. Ю. Петуховой (2008), можно выделить около 3000 предприятий г. Кирова и Кировской области, отнесённых к опасным объектам. С точки зрения воздействия на окружающую среду из особо опасных объектов являются 54 металлообрабатывающих предприятия, которые расположены, в основном, в г. Кирове, г. Кирово-Чепецке, а также в 13 районах области; только в г. Кирове 17 предприятий имеют гальванические цеха с линиями цинкования, кадмирования, никелирования, хромирования, меднения и др.

Важным фактором антропогенного воздействия на природные среды и объекты г. Кирова является трансграничный перенос загрязнителей с соседних территорий (Ашихмина, 2002).

Анализ результатов комплексного обследования экологического состояния территории г. Кирова показал, что 30% её находится в удовлетворительном экологическом состоянии: это Александровский сад и окраины города – район профилактория «Авитек», Нововятский район, Филейка. Сильную антропогенную нагрузку испытывает 27,8% территории г. Кирова (районы заводов ОЦМ, БХЗ, «Лепсе», «Искож», Шинного, ООО ПК «Метако – Руно»; ТЭЦ–1, ТЭЦ–4, ТЭЦ–5, площади Конева, железнодорожного и автобусного вокзалов). Остальные территории испытывают среднюю антропогенную нагрузку (Рекомендации по разработке экопаспорта ..., 2009).

К основным загрязняющим веществам окружающей среды и их источникам на городской территории и в пригороде г. Кирова относятся *сернистый газ* (энергетические и промышленные предприятия); *оксиды азота* (двигатели внутреннего сгорания, реактивные двигатели, химическая промышленность); *углекислый газ* (энергетика, промышленность, отопление); *угарный газ* (металлургия, нефтепереработка, транспорт); *фосфаты* (химические моющие средства, удобрения, сельское хозяйство); *ртуть и её соединения* (отходы лакокрасочной промышленности, целлюлозно-бумажная промышленность); *соединения свинца* (химическая промышленность, двигатели внутреннего сгорания); *нефть* (автотранспорт, сбросы и др.); *пестициды* (сельское хозяйство); *соединения тяжёлых металлов* (сжигание органического топлива, отходов, автотранспорт, химическая промышленность, гальваника и др.).

К специфическим загрязняющим веществам в промышленных выбросах предприятий г. Кирова в районе бывшего биохимического завода относятся *серная кислота, аммиак, формальдегид, фенол, фурфурол, сероводород и др.*; шинного завода – *пары бензина, формальдегид, технический углерод, аммиак*; завода ОЦМ – *свинец, оксиды цинка, меди, аммиак, серная кислота*; Нововятского КДП и лыжного комбината – *фенол, формальдегид, ацетон, бутанол, ксилол*; АО «Баско» – *аммиак, сероводород, этилацетат, бензин*; от автотранспорта – *углеводороды, тетраметилсвинец и тетраэтил свинец*.

### **Атмосферный воздух**

Из всей массы загрязняющих веществ (ЗВ), поступающих в атмосферу от антропогенных источников, около 90% составляют газообразные, 10% – твёрдые и жидкие вещества (Денисов и др., 2008).

Главными источниками загрязнения атмосферы в крупных городах Кировской области являются автотранспорт и промышленные предприятия. На территории региона 750 предприятий имеют валовые выбросы загрязняющих веществ в атмосферу более 10 т в год. По объемам выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух от стационарных источников Кировская область занимает 6-е место из 14 регионов по Приволжскому федеральному округу. Валовой выброс загрязняющих веществ в атмосферу области в 2011 г. составил 217,2 тыс. т, из них 100,1 тыс. т (46,1%) от стационарных источников, 117,1 тыс. т (53,9%) – от передвижных. На учёте на 1 января 2011 г. состояло 323 тыс. единиц автотранспорта, из которых 91 тыс. автомобилей принадлежит индивидуальным владельцам.

Стабильность состояния воздуха, сложившаяся в последние годы, в целом, на территории Кировской области сохраняется, однако проблемным остаётся г. Киров. Валовой выброс загрязняющих веществ в 2011 г. по г. Кирову составил 98,898 тыс. т, или 45,5% от массы выбросов в целом по области. Из них от стационарных источников – 26,398 тыс. т, от передвижных источников – 72,5 тыс. т. Уменьшение выбросов ЗВ от стационарных источников по сравнению с 2010 г. составило 3,2 тыс. т.

В составе выбросов по городу Кирову наибольшие значения приходятся на оксиды азота – 5998,3 т/год, сернистый ангидрид – 5774,6 т/год, твердые вещества – 4764,8 т/год, оксид углерода – 4490,3 т/год, углеводороды составляют 2506,1 т/год, ЛОС – 1330,1 т/год, прочие ЗВ – 1533,1 т/год. Средняя за 2011 г. концентрация оксида углерода не превысила ПДК. Максимальная разовая концентрация 1,6 ПДК зарегистрирована в районе расположения ПНЗ-1 (ул. Тургенева) и ПНЗ-8 (Опытный переулок). Наблюдения за содержанием в воздухе оксида азота проводились на ПНЗ-7 (ул. Монтажников). Средняя за год и максимальная разовая концентрации этой примеси были значительно ниже допустимых пределов. В целом по городу средняя годовая концентрация диоксида азота не превысила допустимую норму. Максимальная разовая концентрация диоксида азота 1,7 ПДК и нефтепродуктов – 0,1% – отмечена в районе ПНЗ-4 (ул. Уральская). Средняя за 2011 г. концентрация бенз(а)пирена составила

1,5 ПДК. Максимальная из среднемесячных концентрация бенз(а)пирена достигла 3,0 ПДК.

Контроль содержания в воздухе специфических примесей проводился за содержанием фенола, формальдегида, растворимых сульфатов, тяжёлых металлов. Средняя за год концентрация *фенола* не превысила ПДК, а максимальная разовая концентрация его достигла 1,0 ПДК в районе ПНЗ-10 (ул. Кутузова) в феврале. Среднегодовая концентрация *формальдегида* в целом по городу составила 2,6 ПДК. Максимальная разовая концентрация формальдегида 1,1 ПДК наблюдалась в июле в районе ПНЗ-10 (ул. Кутузова), в этом же районе зарегистрированы в воздухе нефтепродукты (НП = 0,2%). Средняя за год концентрация примеси *растворимых сульфатов* составила  $<0,01 \text{ мг/м}^3$ , а максимальная разовая концентрация –  $0,03 \text{ мг/м}^3$ . Средние за год и среднемесячные концентрации аэрозолей тяжёлых металлов в воздухе не превысили допустимые нормы. Максимальная среднемесячная концентрация хрома составила  $0,06 \text{ мкг/м}^3$ .

За последние 5 лет стабилизировался уровень загрязнения воздуха взвешенными веществами, оксидом азота. Наметилась тенденция к снижению уровня загрязнения диоксидом азота и бенз(а)пиреном, к росту – формальдегидом и оксидом углерода. Однако уровень загрязнения воздуха городской среды остается высоким, ИЗА<sub>5</sub> составил 6,9; СИ = 3,0 для бенз(а)пирена, НП = 0,5% для оксида углерода. В число приоритетных примесей вошли формальдегид (ИЗА – 3,43), бенз(а)пирен (ИЗА – 1,84), взвешенные вещества (ИЗА – 0,64), оксид углерода (ИЗА – 0,56), фенол (ИЗА – 0,40) (Региональный доклад...2012).

Воздух в промышленных городах за последние годы практически утрачивает свою биологическую ценность. Он существенно отличается от воздуха природной среды не только перенасыщенный токсичными веществами, но и проницаемостью для солнечных лучей, количеством осадков, температурой, относительной влажностью, скоростью ветра и т. д. Загрязняющие вещества воздуха являются, по сути, климатообразующими факторами (Денисов, 2008).

Исследованиями атмосферного воздуха по результатам анализа снеговой воды многие годы занимались доцент кафедры химии В. М. Тимонюк и старший преподаватель А. Н. Васильева (Васильева и др., 1999, Тимонюк и др., 2004). В снеговой воде г. Кирова в разные годы определялось содержание железа, аммония, сульфатов, нитратов, хлоридов и др. (Ашихмина и др., 2003). Успешно применяются и другие методы – (биоиндикация – лишеноиндикация и др.) (Кондакова, Злобина, 2004; Мельникова, 2011; Домнина, 2009, Скугорева, 2010 и др.).

При исследовании снежного покрова г. Кирова (Рекомендации ..., 2003) выявлено, что воздух городской среды наиболее загрязнён на территориях улиц Карла Маркса, Профсоюзной, Воровского, завода «Силикатчик», в пос. Коминтерн и Костино, у железной дороги в Нововятском районе города, то есть, в основном, вблизи автомагистралей и железной дороги, а также на территории промышленных предприятий и объектов.

Значительный вклад за последние годы в загрязнение атмосферного воздуха вносится от выбросов передвижными источниками. Полученные результаты от замеров автотранспортной нагрузки на дорогах г. Кирова превышают са-

нитарные нормы (200 машин в час) в 1,1–17,72 раз. Сохраняется значительная техногенная нагрузка от железнодорожного, водного, авиационного транспорта, сельскохозяйственной и лесохозяйственной техники. Состав общей массы выбросов ЗВ от передвижных источников (тыс. т.): твёрдые – 0,455 (0,3%); газообразные и жидкие, всего – 151,893 (99,7%), из них сернистый ангидрид, оксид углерода, оксиды азота, углеводороды. Особую тревогу вызывает поступление тяжёлых металлов в воздушный бассейн, воду, почву и растения городских агломераций. К тяжёлым металлам (ТМ) – загрязнителям городской среды – относятся Pb, Cu, Sb, Sn, Bi, Hg, а, по данным (Реймерс, 1990), ещё и Pt, Ag, W, Fe, Au, Mn. Почти все эти ТМ токсичны. Антропогенное рассеивание ТМ (в том числе и в виде солей) в биосфере приводит к отравлению или угрозе отравления всего живого.

Из тяжёлых металлов, поступающих в атмосферу, преобладают свинец, за ним следует цинк, кадмий и медь (Безденежных и др., 2011). Свинец и кадмий относятся к 1-му классу опасности (Шихова, 2003). Количество свинца в воздухе находится в прямой зависимости от интенсивности движения и может достигать 4–12 мг/м<sup>3</sup>. Сжигание автомобильного топлива – основной источник свинца в атмосфере города. Источниками кадмия, мышьяка, меди и цинка являются цветная металлургия, гальваника; кобальта, никеля, ванадия и селена – теплоэнергетика.

Неблагоприятные метеорологические условия представляют собой краткосрочное особое сочетание метеорологических факторов, способствующих накоплению вредных примесей в приземном слое атмосферы, в связи с чем возможно ухудшение качества воздуха в районах города. В периоды наступления неблагоприятных метеоусловий содержание в атмосфере воздуха основных ЗВ возрастает в два и более раза (Безденежных и др., 2010).

Уровень загрязнения атмосферы существенно зависит от направления, условий переноса и распространения примесей в атмосфере. В этом убеждают исследования А. А. Шулятьевой и др. (2010), проведённые в г. Кирове (табл. 1).

Таблица 1

**Результаты анализа проб атмосферного воздуха**

Дата и место отбора проб	Загрязняющее вещество	Скорость аспирации, л/мин	Объём протянутого воздуха, л	Количество проб	Средняя концентрация, мг/м <sup>3</sup>	ПДК м. р., мг/м <sup>3</sup>
22.04.2010 г. г. Киров, перекресток ул. Производственная – ул. Лепсе	Взвешенные вещества (пыль)	–	3191	2	4,05	0,5
	Источник загрязнения: автотранспорт. Метеоусловия: шквалистый ветер до 8 м/с. Превышение ПДК м. р. в 8 раз					
22.04.2010 г. г. Киров, перекресток ул. Ломоносова – ул. Мира	Взвешенные вещества (пыль)	–	3780	2	1,37	0,5
	Источник загрязнения: автотранспорт. Метеоусловия: шквалистый ветер до 8 м/с. Превышение ПДК м. р. в 2,7 раза					



11.08.2010 г. г. Киров перекресток ул. Московская – ул. Дерендяева	Взвешенные вещества (пыль)	–	3780	2	0,85	0,5
	формальдегид	1,5	45	2	0,057	0,035
Источник загрязнения: автотранспорт, станкостроительный завод. Метеоусловия: температура воздуха 32 °С, смог. Превышение ПДК м. р. по пыли в 1,7 раза, по формальдегиду – в 1,6 раза						

По результатам социально-гигиенического мониторинга атмосферного воздуха в 2011 г. выявлено превышение гигиенических нормативов по содержанию взвешенных веществ, диоксида азота, формальдегида, аммиака, хлороводорода в гг. Киров, Кирово-Чепецк, Слободской и Советск.

### Водные объекты г. Кирова

Водные ресурсы Кировской области в год 95% обеспеченности составляют 28,4 км<sup>3</sup>, из которых 18,3 км<sup>3</sup> – сток, формирующийся в пределах области, и 10,1 км<sup>3</sup> – сток, поступающий со смежных территорий. Из них 7,1 км<sup>3</sup> в год потенциально возможны к использованию, остальные предназначены для поддержания природоохранного расхода (Региональный доклад..., 2011).

По территории Кировской области протекает 19 753 водотока общей протяжённостью 66 628 км. Большинство водотоков в области представлено ручьями и малыми реками, а большие реки – их верховьями. Эта особенность обусловлена расположением территории Кировской области на водоразделе, который проходит по Северным Увалам и Верхнекамской возвышенности. Средняя густота речной сети по области составляет 0,55 км/км<sup>2</sup> (Региональный доклад..., 2012).

Для водоснабжения населения областного центра Кировской области – г. Кирова – используется порядка 94% поверхностных вод. Несмотря на то что в Кировской области около 20 тыс. рек, большое количество озер, прудов и других водоёмов, многие годы существует проблема обеспечения населения чистой питьевой водой, в том числе населения г. Кирова, которое обеспечивается питьевой водой из р. Вятки. Основная водная артерия области – р. Вятка, которая, протекая через территории 17 административных районов Кировской области, принимает воды больших и малых притоков, многие из которых загрязнены промышленными и бытовыми стоками.

Участок р. Вятки от г. Слободского до д. Корчемкино входит во второй пояс зоны санитарной охраны водозабора хозяйственно-питьевого назначения г. Кирова и испытывает влияние трех промышленных узлов – гг. Слободского, Кирово-Чепецка и Нововятского район г. Кирова.

По материалам регионального доклада «О состоянии окружающей среды Кировской области в 2011 году», р. Вятка на территории Кировской области по комплексу определяемых загрязняющих веществ относилась к 3-му классу качества воды.

Для р. Вятки, в целом, была характерна загрязнённость железом общим, максимальные концентрации которого поднимались в районе гг. Кирс и Сло-

бодской до 9 ПДК, нефтепродуктами (максимальная концентрация – 11,6 ПДК в г. Кирово-Чепецке) и трудноокисляемыми органическими веществами по величине ХПК (3,3 ПДК у г. Кирова)

В 2011 г. отмечалась устойчивая загрязнённость воды р. Вятка легкоокисляемыми органическими веществами по величине БПК<sub>5</sub> – максимальные концентрации ниже г. Кирова составили 1,8 ПДК – и азотом аммонийным ниже г. Котельнича – максимальная концентрация составила 2,3 ПДК. Азот нитритный обнаруживался у гг. Слободского, Кирово-Чепецка, Кирова как следствие влияния сбросов населённых пунктов. Наблюдалась загрязнённость соединениями меди и цинка (3 ПДК) и неустойчивая загрязнённость формальдегидом как в фоновых, так и в контрольных створах.

В верхнем течении у **с. Красноглинье** среднегодовые концентрации трудноокисляемых органических веществ по величине ХПК, железа общего и нефтепродуктов составили 1,7–3,9 ПДК. Максимальные концентрации нефтепродуктов достигли 9,2 ПДК, железа общего – 3,2 ПДК, цинка и трудноокисляемых органических веществ по величине ХПК – 2,2 ПДК.

В пункте **г. Кирс** среднегодовое содержание железа общего составило 5,4 ПДК, нефтепродуктов – 3,7 ПДК, органических веществ по величине ХПК – 2,1 ПДК, цинка – 1,1 ПДК. Максимальные концентрации достигали: нефтепродуктов – 9,0 ПДК, железа общего – 8,2 ПДК, органических веществ по величине ХПК – 2,7 ПДК, формальдегида – 2,4 ПДК, азота аммонийного, меди и цинка – 2 ПДК, легкоокисляемых органических веществ по величине БПК<sub>5</sub> – 1,2 ПДК.

В пункте **г. Слободской** среднегодовое содержание железа общего составило 4,7 ПДК, органических веществ по величине ХПК – 1,6 ПДК.

Максимальные концентрации достигали: железа общего – 9,0 ПДК, нефтепродуктов – 5,8 ПДК, органических веществ по величине ХПК – 2,6 ПДК, цинка, легкоокисляемых органических веществ по величине БПК<sub>5</sub>, азота нитритного, меди и азота аммонийного – 1,6–2,2 ПДК, формальдегида – 1,2 ПДК.

В пункте **г. Кирово-Чепецка** среднегодовые концентрации нефтепродуктов составили 2,9 ПДК, органических соединений по величине ХПК – 1,8 ПДК, фенолы и железо общее – 1,1 ПДК. Максимальные концентрации достигали: нефтепродуктов – 11,6 ПДК, фенолов – 5 ПДК, органических веществ по ХПК – 3,3 ПДК, железа общего – 2,3 ПДК, меди – 2 ПДК, легкоокисляемых соединений по величине БПК<sub>5</sub>, азота нитритного и цинка – 1,4–1,5 ПДК.

Ниже по течению реки, в фоновом и контрольных створах пункта **г. Кирова**, качество воды характеризовалось 3-му классом разрядом «Б» очень загрязнённых вод. Характерными загрязняющими веществами были органические вещества по показателю ХПК, железо общее, азот аммонийный, нефтепродукты, соединения цинка и меди, легкоокисляемые органические вещества по величине БПК<sub>5</sub>. Среднегодовые концентрации железа общего, нефтепродуктов и трудноокисляемых органических веществ по показателю ХПК составили 1,7–1,8 ПДК. Максимальные концентрации достигали: нефтепродуктов – 7,4 ПДК, железа общего – 4,9 ПДК, органических веществ по величине ХПК – 3,3 ПДК, меди – 3,0 ПДК, азота нитритного – 2,6 ПДК, цинка, азота аммонийного, легкоокисляемых органических веществ по величине БПК<sub>5</sub> – 1,3–1,8 ПДК. Качество

воды по ширине водотока было неоднородным. У берегов качество воды оценивалось 3-м классом разрядом «А» загрязнённых вод. На середине водотока отмечены более высокие среднегодовые концентрации железа общего, а у правого берега – нефтепродуктов. По сравнению с 2010 г. в фоновом и контрольном створах качество воды реки не изменилось.

В течение 2011 г. данные по качеству сточных вод поступали от 15 предприятий, осуществляющих водопользование во втором поясе ЗСО Кировского водозабора. Объемы организованных сточных вод по этим предприятиям (промышленных и жилищно-коммунальных) составили 92 млн м<sup>3</sup>, что соответствует 44% от общего объема сточных вод, принимаемых водными объектами бассейна р. Вятки. Практически все предприятия сбрасывают сточные воды ненормативного качества.

В перечень загрязняющих веществ, содержащихся в сточных водах предприятий, чаще всего входят органические вещества, выраженные в ХПК и БПК, железо, азот аммонийный. Основные объёмы сточных вод поступают от ООО «Энергоснабжающая организация Кирово-Чепецкого химического комбината» (ООО «ЭСО КЧХК»), ОСП Кировской ТЭЦ-3, МУП «Водоканал» г. Кирово-Чепецка. В производственных, ливневых и дренажных сточных водах ООО «ЭСО КЧХК», сбрасываемых в р. Елховку (бассейн р. Просницы), разовые превышения в пределах погрешности измерения отмечаются по нитратам, алюминию и органическим веществам, выраженным в БПК. По остальным показателям превышений не наблюдается.

В 2011 г. в сточных водах ОСП Кировской ТЭЦ-3 в первом выпуске предприятия отмечается превышение по алюминию, ХПК, железу. Во втором выпуске отмечается превышение по фторидам, фосфатам, алюминию, ХПК, железу и БПК.

У предприятия МУП «Водоканал» г. Кирово-Чепецка в сточных водах в выпуске первой очереди отмечается превышение по хлороформу, нитратам, фосфатам, БПК и единичные превышения по железу, ХПК и взвешенным веществам. Превышение ПДК в стоках выпуска второй очереди ООО МУП «Водоканал» г. Кирово-Чепецка имело место по ряду показателей: ХПК и БПК, взвешенные вещества, фосфаты и фториды, единичное превышение по азоту аммонийному и нитритам.

Значительный вклад в загрязнение поверхностных вод р. Вятки вносят предприятия г. Слободского: ЗАО «Красный якорь», ООО «Коммунальщик», МУП «Водоканал». В сточных водах МУП «Водоканал» г. Слободского на протяжении всего года сохраняется превышение по органическим веществам, выраженным в ХПК, БПК, нитритам, нитратам, фосфатам, железу, нефтепродуктам, фенолам. Концентрация взвешенных веществ также остается высокой. Во втором и в третьем кварталах зарегистрировано превышение по азоту аммонийному. Содержание других компонентов в 2011 г. не превысило установленных нормативов.

В 2011 г. регистрировалось превышение по фенолам, железу, ХПК, нефтепродуктам, взвешенным веществам, нитратному азоту, однако содержание вышеперечисленных компонентов в стоках ЗАО «Красной якорь» не привело к

увеличению их содержания в контрольном створе р. Вятки по сравнению с фоновыми показателями.

В стоках ООО «Коммунальщик» г. Слободского в течение всего года регистрируется повышенное содержание нитритов. Недостаточная очистка сточных вод предприятия приводит к увеличению содержания загрязняющих веществ (ХПК, БПК, азота аммонийного, железа и фенолов) в контрольном створе р. Вятки.

На данном участке р. Вятки в поверхностных водах среди веществ, превышающих ПДК<sub>р/х</sub>, присутствуют железо и медь, органические соединения, соединения азота, нефтепродукты, фенолы. Повышенное содержание таких компонентов, как железо и медь, следует относить, прежде всего, к естественному природному состоянию водных объектов в Кировской области. Превышение допустимых концентраций по железу встречается практически во всех створах наблюдений и изменяется в диапазоне от 1,09 до 9,58 ПДК<sub>р/х</sub>. Превышение по меди, растворенной в поверхностной воде р. Вятки, встречается на участке водопользования ЗАО «Ново-Вятка» выше и ниже устья реки Чумовицы. Также превышение по меди отмечается в створах МУП «Водоканал» Кирово-Чепецка выше и ниже Ивановской протоки. В створах ОСП Кировской ТЭЦ-3 выше и ниже Ивановской протоки ежеквартально регистрируется превышение по алюминию растворенному. Содержание азота аммонийного в большинстве створов не превышает ПДК<sub>р/х</sub>.

В целом, качество воды р. Вятки по среднегодовым концентрациям химических показателей на рассматриваемом участке характеризуется как третий класс умеренно загрязненных вод. Кислородный режим р. Вятки удовлетворительный (среднее содержание растворенного кислорода находится в диапазоне с 4,3 до 13,8 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>).

В природных водных объектах г. Кирова в пруду у ДК «Железнодорожник», в озере на ул. Кирпичной, р. Чахловице и р. Люльченке отмечается повышенное содержание нитритов, превышающее ПДК в 2,5–10 раз. Во многих пробах воды р. Чахловицы, р. Чумовицы и р. Люльченки в пос. Ганино содержание аммония превышает ПДК в 2–4 раза; проявляется превышение ПДК по запаху в 1,5–2,5 раза. Содержание органических загрязнителей превышает ПДК в 1,2–3,2 раза в Смежном пруду пос. Ганино, пруду на р. Черевике, в Костинском пруду и в р. Вятке у старого моста. В 1,5–3,6 раза отмечается превышение ПДК по содержанию карбонатов практически во всех водных объектах г. Кирова, кроме р. Курьи и Чистых прудов учхоза; содержание железа превышает ПДК в 2–4 раза в р. Люльченке в пос. Ганино (Рекомендации ..., 2009).

По данным регионального доклада «Об охране окружающей среды» 2011 г., качество воды р. Хлыновка в черте г. Кирова характеризуется 4-м классом разрядом «А» грязных вод.

В настоящее время на территории области эксплуатируется 173 участка месторождений подземных вод (Региональный доклад ..., 2010, 2011). Подземные воды – природные растворы, содержащие свыше 60 химических элементов, ряд растворённых газов. Нередко в составе подземных вод содержатся повышенные количества химических веществ, например соединения бора (Теренть-

ева, Огородникова, 2011) и др. Источником бора в подземных водах служат бороносные осадочные породы (борацит, бура, калиборит, улесит, колеманит, ашарит), породы, сложенные известково-магнезиально-железистыми силикатами и алюмосиликатами (так называемые «скарны»), соленосные отложения. Вклад в загрязнение подземных вод соединениями бора могут вносить стоки стекольного, металлургического, машиностроительного, текстильного, керамического, кожевенного производств и коммунальные сточные воды, содержащие моющие вещества. Почва, загрязненная борсодержащими удобрениями, является источником поступления соединений бора в подземные воды. Кроме того, локальное загрязнение почвы в местах разработки борсодержащих руд является источником соединений бора в подземных водах. В маломинерализованных подземных водах содержание бора составляет десятки – сотни мкг/дм<sup>3</sup>, однако в минерализованных щелочных водах его концентрация может достигать единиц и даже десятков мг/л, что делает такую воду потенциально небезопасной для питьевого применения (Терентьева, Огородникова, 2011).

В 2009–2010 гг. проводилось изучение химико-аналитических показателей грунтовых вод из 12 скважин, расположенных на промышленной площадке территории ТЭЦ–5 и 12 скважин в районе золоотвала. В 2009 г. отмечается рост показателей по содержанию фторидов, сухому остатку, сульфатов, хлоридов (Петров и др., 2010).

Проведено исследование воды из родников г. Кирова (Крюкова, Скугорева, 2011): химический состав родниковой воды зависит от сезона года. Так, в феврале 2011 г. максимальное значение концентраций ионов натрия, магния, кальция отличается во всех исследованных родниках, а у Диорамы содержание нитрат-ионов превышает в 1,2–1,6 раза значение ПДК.

### **Городские почвы**

На территории любого города не остаётся почвы как естественно-исторического органоминерального тела. Естественные ненарушенные почвы остались лишь в виде островков в городских лесах и лесопарках. На подавляющей части городской территории сформировались специфические образования – урбанозёмы, отличающиеся от естественных почв как структурой, так и выполняемыми функциями. Все компоненты городских ландшафтов подвергаются трансформации, причём особенно сильно трансформации подвергаются городские почвы, которые становятся токсичными для биоты.

Общая площадь земельного фонда Кировской области составляет 12037,4 тыс. га. Более половины территории области заняты землями лесного фонда – 57,7%, земли сельскохозяйственного назначения составляют 35,8%, земли населённых пунктов – 2,2%, земли запаса – 3,1%, земли промышленности – 0,5%, земли водного фонда – 0,6%, земли особо охраняемых территорий и объектов – 0,1% от всех земель. Общая площадь земель населённых пунктов Кировской области на 1 января 2012 г. составила 260,4 тыс. га. Площадь городских населённых пунктов составляет 83,9 тыс. га. Площадь города Кирова, по данным территориального органа Федеральной службы государственной статистики по Ки-



ровской области на 01.01.2012, составляет 757 км<sup>2</sup>. Нарушенные и прочие земли (земли, не вовлечённые в градостроительную или иную деятельность) составляют 10,7% от общей городской площади (Региональный доклад ..., 2011).

Городские почвы отличаются загрязнением тяжёлыми металлами (ТМ). Пути проникновения ТМ в почву различны: это непосредственно от источников загрязнения; за счёт смыва пыли и грязи; во время снеготаяния; при отмирании растений; от деятельности пригородного железнодорожного транспорта вдоль трасс железнодорожных путей и др. (Бурак, Лавренцова, 2008).

Изучением состояния городских почв лаборатория биомониторинга занимается более 10 лет. По материалам исследования наиболее загрязнёнными ТМ (свинцом) являются почвы участков, расположенных вдоль крупных автодорог: ул. Ленина, ул. Карла Маркса, Октябрьский проспект. (ПДК свинца в почвах равна 32 мг/кг.) К загрязнённым свинцом участкам в г. Кирове относятся территории в районе школы № 56 (10,4 ПДК); площадь Лепсе (11,8 ПДК); перекрестки ул. Московская и Производственная (13,1 ПДК); район цирка (13,4 ПДК) и др. (Вараксина, 2003).

Вблизи шламонакопителя промышленных отходов ОАО «Кировский завод по обработке цветных металлов» (ОАО «КЗОЦМ») в течение нескольких лет отмечается повышенное содержание меди, цинка, марганца, никеля в верхнем горизонте 0–5 см (Дабах и др., 2005). Содержание никеля в почвах г. Кирова на наиболее загрязнённых участках превышает почти в 1,5 раза значения ПДК (ПДК Ni – 4 мг/кг) (Абрамова, Фокина, 2006).

В почвах и растительных объектах на территории Киров – Кирово-Чепецкой промышленной агломерации изучалось содержание Zn, Cu, Mn, Co, Ni, Pb, Cr, Hg. В почвах исследованных участков содержание большинства ТМ не превышало их ПДК и кларки. Выявлено, что дикорастущие растения (преимущественно корни) способны аккумулировать ТМ в количествах, превосходящих в несколько раз концентрации их в почве, например малина, щитовник (Скугорева, 2006).

В почвенном покрове в зоне влияния железнодорожного транспорта обнаружены в повышенных концентрациях Fe и Cu (Заикина, Тимонюк, 2007).

Изучалось состояние почв в районах действующих ТЭЦ. Результаты анализа почв в районе расположения ТЭЦ-5 показали наличие в них Pb, Cu, Cd, Cr, Zn. Данные металлы обнаружены в повышенных концентрациях, в сравнении с фоном, в растениях (Петров, Петров, Ашихмина, 2007). На территории п. Коминтерн обнаружено содержание Сг в почве, водных и растительных объектах, атмосферном воздухе (Слободчиков, Утробин, 2005).

Содержание меди изучалось на различных участках г. Кирова. Медь обнаружена как в почве, так и в атмосфере на территории предприятий ТЭЦ, в районе шинного завода, акционерного общества «Лепсе», предприятия «Ави-тек», завода по обработке цветных металлов.

Оценка степени суммарного загрязнения почв ТМ и другими элементами г. Кирова вполне соответствует ситуации в крупных городах с развитой промышленностью и большой транспортной нагрузкой.

Способность почв аккумулировать поллютанты зависит от содержания в них органического вещества. Самыми низкими значениями массовой доли органического вещества в г. Кирове характеризуются почвы из зоны промышленного загрязнения (Перминова, Соловьёва, 2011).

Серьёзной экологической проблемой для городов является загрязнение почв нефтью и нефтепродуктами (обилие автотранспортных средств, АЗС, хранилищ топлива, аварийные разливы и т. п.), а также соединениями тяжёлых металлов (Pb, Hg, Cd, Cu, Co, Ni), мышьяка и некоторыми углеводородами, в том числе бенз(а)пиреном и др.

Критерием оценки уровня загрязнения почв может быть принято фоновое значение содержания нефтепродуктов (НП) для районов России, не ведущих добычу нефти ( $\Phi = 40$  мг/кг). Содержание нефтепродуктов в почвах г. Кирова во всех образцах превышает фоновое значение. Есть участки (перекрёсток ул. Воровского с ул. Производственной), где содержание нефтепродуктов в почве наиболее высокое. Объясняется это ростом количества автомобильного транспорта и большим количеством заправочных станций в городе Кирове. Степень деградации почв по показателю содержания нефти и нефтепродуктов на большинстве исследованных участков г. Кирова соответствует 1-му, допустимому, уровню деградации (содержание НП менее 1000 мг/кг) (Морозова, Дымова, Фокина, 2011).

Таким образом, почвы г. Кирова как любого крупного промышленного города характеризуются повышенным содержанием и неравномерным распределением в почвенном покрове загрязняющих веществ: ТМ, мышьяка, нефтепродуктов и др.

### **Отходы производства и потребления на территории Кировской области и г. Кирова**

Безопасное обращение с отходами производства и потребления, образующимися в процессе хозяйственной деятельности предприятий, организаций и населения, является одной из важных экологических проблем региона. По состоянию на 01.01.2011 г. (с учётом ранее накопленного) на территории Кировской области размещено на объектах захоронения 81,2 млн т отходов. В 2000 г. данный показатель был 65,3 млн т. Общая площадь земельных участков, занятая отходами, равна 3,2 тыс. га, количество объектов размещения отходов насчитывается около 1700, из них с нарушением природоохранных требований эксплуатируются около 70%.

Среднегодовое образование отходов до 2000 г. составляло 5–5,1 млн т, однако за последнее десятилетие наметилась устойчивая тенденция снижения количества образовавшихся отходов. Если в 2005 г. этот показатель составлял 4,725 млн т, то на 01.01.2011 г. он снизился и равен 4,583 млн т. В 2010 г. произошло существенное снижение отходов производства и увеличения количества бытовых отходов: промышленные отходы составляли 1,4 млн т, древесные отходы – 365,7 тыс. т, золошлаковые отходы от ТЭЦ и котельных – 184,7 тыс. т, ТБО – 646,7 тыс. т.

На территории области промышленные отходы размещены на 89 объектах и полигонах, в том числе на 33 несанкционированных свалках. Для организованного хранения твердых бытовых отходов в области используется 376 полигонов и санкционированных свалок. Кроме того, твердые бытовые отходы вывозятся на 238 несанкционированных свалок. Серьезную экологическую опасность в регионе на сегодня представляет рост количества ТБО и увеличение с каждым годом количества несанкционированных свалок.

Особую экологическую опасность с точки зрения пожароопасности в регионе представляют древесные отходы, объемы которых в связи с увеличением объемов лесозаготовок значительно возрастают. Данные отходы являются ценными ресурсами биомассы и хорошими энергоносителями. В связи с этим крайне актуально для нашего региона развитие отрасли утилизации древесных отходов, биоэнергетики и смежных с ней отраслей.

Многолетняя проблема утилизации запрещенных и пришедших в негодность агрохимикатов и пестицидов, находящихся на складах сельскохозяйственных предприятий, постепенно решается путем вывоза на специализированный полигон «Красный бор» под г. Санкт-Петербургом. Однако проблема пока не решена, не завершён процесс уничтожения пришедших в негодность ядохимикатов и пестицидов (57 т). Потенциальную опасность для региона представляет Кильмезское захоронение ядохимикатов, на котором размещено 590 т различных видов пестицидов.

Непростая экологическая ситуация сохраняется в зоне хозяйственной деятельности комплекса предприятий бывшего Кирово-Чепецкого химического комбината им. Б. П. Константинова (КЧХК). Свыше 14 млн тонн промышленных отходов размещено в шламонакопителях, хвостохранилищах и участках захоронения промышленных отходов, которые размещены в водоохранной зоне р. Вятки, во втором поясе санитарной охраны питьевого водозабора г. Кирова. Несмотря на принимаемые предприятиями меры, анализ имеющихся данных подтверждает, что защитные устройства хвостохранилищ и шламонакопителей проницаемы, что ведет к загрязнению недр и поверхностных водных объектов. Кроме того, на территории бывшего КЧХК размещены радиоактивные отходы в объеме 437 тыс. т, в которых присутствуют радионуклиды урана, плутония, тория, цезия и стронция и их дочерние продукты.

**Городские отходы.** Основная проблема, связанная с отходами производства и потребления в г. Кирове, – это высокая плотность размещения промотходов на землях г. Кирова. На долю двух городов – Кирова и Кирово-Чепецка – приходится 51% от массы размещенных на территории области отходов.

Годовое образование отходов в 2010 г. составило 4484 тыс. т (Региональный доклад ..., 2010), из них: 593 тыс. т – ТБО; 3037 тыс. т – отходы животноводства и птицеводства. Значительная часть отходов производства вывозится предприятиями на полигоны и свалки ТБО.

Около 3 млн т твердых отходов производства, исключая радиоактивные, размещено в шламонакопителях, участках размещения промышленных отходов 3, 4-го классов опасности, которые расположены во 2-м поясе санитарной охраны питьевого водозабора г. Кирова, частично в водоохранной зоне р. Вятки.

Для городской территории характерно наличие большого количества несанкционированных свалок промышленных и бытовых отходов; недостаточное финансирование строительных объектов, предназначенных для переработки, утилизации, хранения и захоронения отходов и др. (Региональный доклад ..., 2010).

Наибольший вклад в образование отходов вносят чёрная и цветная металлургия, химическая и нефтехимическая промышленность, угольная промышленность, промышленность стройматериалов, электроэнергетика.

В последние годы возросло количество опасных (токсичных) отходов (различные ядохимикаты, не использованные в сельском хозяйстве, отходы промышленных производств, содержащие канцерогенные и мутагенные вещества, и др.).

Для г. Кирова важнейшее место занимает проблема удаления или обезвреживания твёрдых бытовых отходов (ТБО), которая обостряется с каждым годом. Это обусловлено тем, что, с одной стороны, отходы крайне отрицательно воздействуют на окружающую среду, её живые компоненты, наносят огромный ущерб экономике; а с другой – отходы, являясь богатейшим источником вторичных ресурсов (в том числе чёрных, цветных, редких и рассеянных металлов), выступая как «бесплатный» энергоноситель, нуждаются в своевременной и безопасной их переработке.

Среднегодовой объём образования твёрдых бытовых отходов на территории области составляет 490 тыс. т, в том числе по г. Кирову – 254,0 тыс. т (52%) (Региональный доклад ..., 2010). Объём ТБО зависит от численности городского населения. Норматив накопления ТБО для России составляет чуть меньше 1 кг/сут. чел. (Денисов и др., 2008).

Вопрос организации захоронения ТБО в областном центре решается в течение нескольких лет. Прорабатывается вопрос строительства мусороперерабатывающего предприятия для сортировки и прессования ТБО. Однако данная проблема не решена до настоящего времени. Продолжается размещение отходов областного центра на свалке ТБО в п. Костино, не соответствующей требованиям природоохранного законодательства и санитарных норм, так как общая масса отходов, размещённых на данной свалке, уже превышает объём возможного размещения в 2 раза (Пересторонин, 2003).

К общим проблемам в сфере обращения с отходами следует отнести низкую экологическую культуру населения по хранению бытовых отходов, во дворах домов, в местах садовых участков, раздельному сбору мусора.

### **Акустическое загрязнение**

Широкое использование многочисленных средств наземного, воздушного и водного транспорта, внедрение в промышленность высокоинтенсивных технологий, применение разнообразных видов электрифицированного оборудования в быту и на производстве – всё это обусловило многократное воздействие шума на человека. Шум – беспорядочное сочетание звуков различной частоты и интенсивности (силы), возникающих при механических колебаниях в твёрдых,

жидких и газообразных средах (Денисов и др., 2008). Органы слуха человека воспринимают звуковые волны с частотой от 16 до 20000 Гц (звук).

Звуковой дискомфорт создают антропогенные источники шума. Основные источники антропогенного шума – транспорт (автомобильный, рельсовый и воздушный) и промышленные предприятия.

Шум традиционно считается важнейшим среди физических факторов загрязнения окружающей среды. Он оказывает неблагоприятное влияние на здоровье и общее состояние человека при значительных превышениях нормируемых уровней шума. Шум более 90 дБ вызывает постепенное ослабление слуха, болезни нервно-психического стресса, язвенную болезнь, гипертонию, повышает агрессивность и т. д. (Реймерс, 1990).

Шумовой дискомфорт создаётся на улицах г. Кирова городским транспортом. Исследования Д. Н. Шилова и других (2010) показали, что за период с мая 1999 по ноябрь 2009 гг. суммарный транспортный поток увеличился на 140%. Суммарное значение шумовой нагрузки, например, на перекрёстках Октябрьского проспекта, возросло с 81 до 84 дБ, что составляет увеличение на 4%, тогда как допустимый шум уличного движения у стен домов днём – 50, ночью – 40 дБ (Реймерс, 1990).

По данным Роспотребнадзора по Кировской области, в течение последних лет остается проблема шумового загрязнения территории жилой застройки областного центра. К основным источникам шума в селитебной территории относятся автотранспорт, объекты торговли, общественного питания, расположенные на первых этажах жилых зданий, а также технологическое оборудование промышленных предприятий в черте жилой застройки (Свалова, Ашихмина, 2009).

## **Радиационное загрязнение**

Негативные радиационные процессы наблюдаются при интенсивности ионизирующего излучения «превышающий нормативный уровень». В результате может происходить рост заболеваемости и смертности населения, а также болезни, гибель и мутации живых организмов. Кроме естественных источников облучения (космическое, атмосфера, почва, вода, компоненты биосферы), а их вклад в области 60% (Ашихмина, 1996), опасными являются техногенные (промышленные и оборонные) предприятия, научно-исследовательские институты, медицинские учреждения; вторичными источниками радиоактивного загрязнения выступают места захоронения отходов, приборов, побочных продуктов (Сизов, 2000).

Международной комиссией по радиозэкологической медицине рекомендована в качестве предельной дозы облучения населения доза, равная  $1 \text{ м}^3$  в/год (1,1 бэр/год).

При мониторинге радиационной обстановки в Кировской области регулярно выполняются наблюдения за гамма-фоном местности в 20 населённых пунктах, планшетные наблюдения за радиоактивными выпадениями из атмосферы и радиоактивным загрязнением в приземном слое атмосферы – в г. Кирове.



По данным регионального доклада «О состоянии окружающей среды Кировской области в 2011 году», гамма-фон на территории области в 2011 г. был в пределах естественного. Средние значения мощности экспозиционной дозы изменялись от 9 до 13 мкР/час, наиболее высокое значение – 18 мкР/час – отмечено в п. Кильмезь. Средняя плотность радиоактивных выпадений в 2011 г. в г. Кирове составила 1,5 Бк/м<sup>2</sup> сутки. Максимальная плотность радиоактивных выпадений зафиксирована в г. Кирове в декабре 2011 г. – 8,5 Бк/м<sup>2</sup> сутки. Суммарная бета-активность приземного слоя атмосферы в разные сезоны года в районе г. Кирова составляла в среднем  $22,6-55,0 \cdot 10^{-5}$  Бк/м<sup>3</sup>, что по критериям Росгидромета относится к значениям с высоким загрязнением.

Ежеквартально определялся радиоактивный состав воды на водозаборе г. Кирова из р. Вятки. Концентрация Sr-90 и Cs-137 в пробах воды р. Вятки на этом участке находится на уровне фоновых значений. Суммарная альфа- и бета-активность значительно ниже нормативных значений.

Результаты радиохимических исследований продуктов питания местного производства (мясо, молоко, хлеб, овощи) свидетельствуют о том, что в 2011 г. превышений гигиенических нормативов не установлено ни в одной из исследованных проб, в том числе дикорастущих пищевых продуктов (грибы, ягоды).

Уровень природного радиационного фона в г. Кирове составлял от 9 до 10 мкР/час (0,09–0,10 мкЗв/час) и практически не изменился за последние 5 лет. Мощность дозы гамма-излучения на открытой местности (гамма-фон) в разрезе районов области составлял от 4 до 12 мкР/час.

На протяжении последних пяти лет радиационная обстановка на территории региона остаётся стабильно благополучной. По данным Управления Роспотребнадзора по Кировской области, основная дозовая нагрузка населения (86%) по-прежнему определяется воздействием природных источников ионизирующего излучения, при этом большая из них часть (62%) приходится на долю природного радиоактивного газа радона. Доля медицинского облучения в 2011 г. составила 14%. Техногенные источники вносят пренебрежительно малый вклад (сотые доли процента) в дозовую нагрузку.

### **Биологическое загрязнение**

Процесс загрязнения сред обитания микроорганизмами нельзя сбрасывать со счёта. Загрязнение земель паразитарными и патогенными микроорганизмами (биологическое загрязнение) относится к группе природно-техногенных процессов (Сизов, 2000).

**Микробиологическое загрязнение.** Микробиологическая чистота воздуха важна для сохранения здоровья населения города.

Численность микроорганизмов воздуха в различных зонах г. Кирова определялась И. А. Домрачевым, Л. И. Домрачевой (2011). Ими отмечены тысячи и десятки тысяч микробных клеток в 1 м<sup>3</sup> (1408–91 776). Авторы отмечают, что кроме бактерий в воздухе постоянно находятся споры микроскопических грибов численностью от сотен до десятков тысяч в 1 м<sup>3</sup>. Большую часть воздушной

микрофлоры составляют бактерии, численность которых во много раз превышает численность грибов.

В г. Кирове наибольшее количество колониобразующих единиц (КОЕ) микроорганизмов, грибов и бактерий было определено в микрорайоне Филейка, на Октябрьском проспекте; наименьшее количество микроорганизмов, бактерий и отсутствие грибов выявлено на перекрестке улиц Луганской и Дзержинского. Во всех пробах воздуха определена кишечная палочка. Наибольшее количество КОЕ кишечной палочки наблюдалось в январе в пробах воздуха, отобранных на Октябрьском проспекте у дома № 18 и в январе на ул. Подгорной у дома № 2.

Микробиологическое загрязнение воздуха в зимнее время на порядок ниже, чем в летнее время (Рекомендации по разработке экопаспорта ..., 2009).

В заключение следует отметить, что экологическая обстановка г. Кирова является относительно благоприятной для жизни человека и биоты. Наиболее подробно по природным средам и объектам характеристика урбоэкосистем подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока (на примере города Кирова) представлена в следующих главах монографии.

## **ГЛАВА 2**

### **ФИТОКОМПЛЕКСЫ ГОРОДСКОЙ СРЕДЫ**

#### **2.1. ВОЗДУШНЫЙ БАССЕЙН ГОРОДОВ – ОСОБОЕ СОСТОЯНИЕ АТМОСФЕРЫ**

Города – неотъемлемая часть лика Земли. Хотя они занимают всего лишь 2% площади суши, но в них сегодня живет половина населения нашей планеты. В городах сконцентрирован основной экономический, научный и культурный потенциал общества, поэтому они играют важную роль в экономической, политической, общественной жизни каждой страны в отдельности и всего человечества в целом.

К 2025 г. городское население составит 2/3 от мирового. Более половины горожан проживают в городах с населением более 500 тыс. человек, и с каждым годом доля населения, живущего в крупных городах, растет (Лукаревская, 2011).

Для крупных городов характерны высокая плотность населения, плотная многоэтажная (как правило) застройка, широкое развитие общественного транспорта и систем связи, превышение застроенной и заощенной части территории над садово-парковыми, озелененными и свободными пространствами, концентрация источников негативного воздействия на окружающую среду.

Города, особенно крупные, – это территории с глубокими антропогенными изменениями. Промышленные предприятия загрязняют природную среду пылью, выбросами и сбросами побочных продуктов и отходов производства. Кроме того, для городов характерны высокие уровни тепловых, электромагнитных, шумовых и других видов загрязнений.

Климатические условия крупного современного города создаются самим городом. Крыши и стены городских построек и искусственные покрытия улиц нагреваются больше, чем естественная поверхность, и повышают температуру воздуха в городе. Промышленные предприятия, отопительные системы и автотранспорт нагревают воздух над городом и загрязняют его дымом и газообразными продуктами сгорания, а тем самым и обогащают ядрами конденсации. В результате продолжительность солнечного сияния в городах снижена на 25–30 мин в день (Лондон), приток солнечной радиации также снижен (в крупных городах США в среднем на 15%), а температура воздуха повышена, особенно ночью и зимой. В среднем температура воздуха большого города на 1–2 °С выше, чем окружающей местности, а максимальные температурные различия между ними достигают 5–8 °С и более (Кратцер, 1958). В связи с этим иногда наблюдается приток воздуха от окраин к центру города (городской бриз), а также усиление восходящих движений воздуха над городом с соответствующим образованием облаков. В городе меньше дней со снегом, длиннее вегетационный период в садах и безморозный период. Относительная влажность воздуха в городе понижена в среднем на 6%, облачность и годовая сумма осадков увеличены на 10–15%. Повышенное содержание ядер конденсации в городском воздухе

и ослабление скорости ветра в городе (в среднем на 25%) приводят к увеличению повторяемости туманов (в городах США на 30% летом и на 100% – зимой) и к возрастанию их интенсивности (Шелейховский, 1949). Дымные туманы (смоги) в ряде больших городов приводят к увеличению заболеваемости и смертности, в особенности от болезней дыхательных путей и сердечно-сосудистых. Распределение температуры, загрязнение воздуха, направление и скорость ветра зависят от расположения улиц, площадей и зелёных зон.

Города влияют на экологическую обстановку огромных территорий благодаря переносу загрязняющих веществ поверхностными водами и воздушными потоками. Прямое негативное воздействие городов в некоторых случаях проявляется в радиусе 60–100 км (Лукаревская, 2011).

Воздушный бассейн городов – это особое состояние атмосферы. Непрерывно в него поступают десятки и даже сотни различных веществ, выбрасываемых промышленными объектами, автомобилями, многочисленными котельными и другими производствами. В создаваемых выбросами атмосферных загрязнениях содержится смесь твердых и жидких взвешенных частиц, а также газообразных веществ, причем многие из них находятся в атмосферном воздухе в больших концентрациях, поэтому их измеряют и учитывают в первую очередь. При мониторинге загрязнения атмосферы определяются концентрации примерно двух десятков веществ, часть из которых является первичными продуктами выбросов, а часть – результатом последующих реакций в атмосфере.

К числу наиболее распространенных поллютантов следует отнести соединения серы. Большую часть антропогенной эмиссии серы составляет сернистый ангидрид. Токсичность  $SO_2$  обусловлена его окислительно-восстановительными свойствами (Кунина и др., 1979). В условиях атмосферы сернистый ангидрид химически неустойчив и легко окисляется. Этот процесс может проходить через стадию фотохимического ( $2SO_2 + O_2 + h\nu \rightarrow SO_3^{2-}$ ) и каталитического ( $2SO_2 + 2H_2O + O_2 \rightarrow 2H_2SO_4$ ) окисления. Ионы  $SO_3^{2-}$  при взаимодействии с влагой ведут к образованию кислых осадков:  $H_2SO_4$ ,  $H_2SO_3$ , – которые могут в значительной степени влиять на окружающую среду, вызывая подавление фотосинтетической деятельности автотрофов (Барахтенова, Николаевский, 1988).

Когда диоксид серы проникает в растение и вступает в реакцию с водой, образуются  $H_2SO_3$ ,  $HSO_3^-$ ,  $SO_3^{2-}$ , конкретные формы которых зависят от pH среды. В кислых условиях образуется главным образом ион  $HSO_3^-$ , а в нейтральных и щелочных –  $SO_3^{2-}$  (Hill, 1974).

Соединения серы влияют на все физиологические процессы, происходящие в организме растения.

На фотосинтез воздействие сернистого ангидрида может влиять по-разному, в зависимости от концентрации газа (Richardson, Puckett, 1973). Различают три возможные стадии нарушения фотосинтеза:

- кратковременное ингибирование фотосинтеза с последующим его восстановлением;
- необратимое ингибирование без разрушения хлорофилла;
- необратимое ингибирование, связанное с разрушением хлорофилла (Блум, 1984).

Исследователями высказывались самые разные гипотезы о причинах подавления фотосинтеза растений: нарушение водного режима, фотодинамическое окисление пигментов, подавление фотохимической активности хлоропластов, фотофосфорилирования (Барахтенова, Николаевский, 1988).

На процесс дыхания газообразные загрязнители также оказывают влияние. Это подтверждают эксперименты, проводимые как в полевых, так и в лабораторных условиях. Но дыхание по отношению к  $\text{SO}_2$  в 3–5 раз менее чувствительно, чем фотосинтез (Baddeley et al., 1973; Fields, 1988).

Оксиды азота ( $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}_5$ ) выбрасываются в атмосферу при очистке нефти, сжигании топлива, а также содержатся в выхлопных газах автотранспорта. Окись азота ( $\text{NO}$ ) нестойкая и окисляется кислородом воздуха до двуокиси. Двуокись азота ( $\text{NO}_2$ ) существует в свободном виде около недели, а потом образует кислоты. Окислы азота ( $\text{N}_2\text{O}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}_5$ ) легко растворяются в воде, содержащейся в воздухе, образуя аэрозоли азотной ( $\text{HNO}_3$ ) и азотистой ( $\text{HNO}_2$ ) кислот.

Азотные соединения, поступающие в атмосферу, поглощаются и ассимилируются растениями. В некоторых случаях низкие уровни соединений азота увеличивают рост растений. Высокие же дозы поллютантов индуцируют физиологические изменения, которые и лимитируют использование их в качестве источников азота (Richardson, Niboer, 1983; Srivastava, 1992). Изменение физиологических и биохимических показателей с видимыми повреждениями или без них происходит и при низких концентрациях соединений азота (Richardson, Niboer, 1983).

Низкие концентрации не дают видимых повреждений, но приводят к ингибированию фотосинтеза, метаболизма хлорофилла и активности ферментов и, как следствие, к снижению роста и продуктивности растений.

Повышенные концентрации оксида азота ( $\text{IV}$ ) приводят к обесцвечиванию тканей, а затем к хлорозным и некротическим пятнам, раннему старению и отмиранию.

Предложены 4 гипотезы фитотоксичности  $\text{NO}_2$  (Srivastava, 1992).

Первая – повышение кислотности клеточного сока.

Вторая – аккумуляция нитритов, которая ведет к выделению магния из тилакоидов хлоропластов. Предполагается также действие на тиолсодержащие ферменты и другие белки и действие, включающее свободнорадикальный механизм.

На основании этого можно сделать вывод, что токсичность  $\text{NO}_2$  зависит от аккумуляции в клетке  $\text{NO}_3^-$ . Но при длительном и равномерном воздействии  $\text{NO}_2$  не накапливается.

Следующая причина токсичности – аккумуляция аммония вследствие восстановления  $\text{NO}_2$ .

И последнее – повреждение мембран непосредственно  $\text{NO}_2$  или его производными вследствие окисления ненасыщенных жирных кислот в липидах (Richardson, Niboer, 1983; Srivastava, 1992).

Аммиак ( $\text{NH}_3$ ) выделяется в атмосферу в сравнительно небольших количествах при производстве аммонийных удобрений, мочевины, азотной кислоты

и других предприятий, а также при применении аммиачных удобрений (жидкий аммиак, аммиачная вода). В воздухе аммиак реагирует с углекислым газом, образуя  $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$ , или с водой, превращаясь в  $\text{NH}_4\text{OH}$ . При наличии в воздухе более реакционных анионов аммиак вступает с ними во взаимодействие и превращается в аммонийные соли (сульфаты, хлориды). Из воздуха они оседают в виде мельчайших кристаллов (Блюм, 1984).

Поглощается как сам аммиак, так и его соли. Чем больше концентрация аммиака, тем он активнее поглощается. Этот процесс происходит пассивно (Dahlman, et al., 2004). В результате увеличивается содержание общего азота и включение его в аминокислоты. Высокие концентрации аммиака вызывают видимые повреждения: некроз, хлороз, сокращение роста. Низкие концентрации газа могут не вызывать видимых повреждений, но физиологические изменения происходят (Srivastava, 1992).

Один из первичных эффектов – повышение щелочности клеточного сока.

Аккумуляция аммиака приводит к ингибированию фотофосфорилирования, а, следовательно, к сокращению фотосинтеза и других процессов, которые идут на свету и зависят от АТФ. За счет этого снижается скорость роста. Избыточная ассимиляция аммония может истощать запасы НАДФ·Н и АТФ до такой степени, что происходит конкуренция между ассимиляцией  $\text{CO}_2$  в углеводы и ассимиляцией  $\text{NH}_3$  в аминокислоты.

Аммиак может насыщать липиды в клеточных мембранах. Мембраны становятся более проницаемыми, а это приводит к плазмолизу клеток и некрозу тканей (Richardson, Niboer, 1983).

Аммиак обладает восстановительными свойствами со слабовыраженной токсичностью, но имеются данные, что этот газ, воздействуя на содержание хлорофилла в листьях высших растений, оказывал сильное разрушающее действие на хлорофилл и ксантофилл (Илькун, 1971). Показано также подавляющее воздействие аммиака на фотосинтез водорослей (Azov, Goldman, 1982).

В природных условиях растения практически никогда не подвергаются влиянию индивидуальных поллютантов. Так называемые «кислые дожди» представляют собой сложную смесь сернистой, серной, азотной кислот и других соединений. В результате воздействия «кислотных дождей» наблюдается синергический эффект, что приводит к еще большему повреждению растений, чем от отдельно взятого поллютанта.

Пыль, постоянно присутствующая в воздухе городской среды, является довольно сложной по составу. В ней содержатся частицы разного химического состава, в том числе многие металлы. По данным для 114 городов (Смирнова, 1998), долевое содержание в атмосферной пыли свинца в среднем составляет 0,05%, марганца – 0,06%, меди – 0,19%, никеля – 0,12%, цинка – 0,18%, бенз(а)пирена – 0,0025%. Эти цифры существенно варьируют от месяца к месяцу и от места к месту и, естественно, определяют разную степень влияния взвешенных веществ на растения.

Если для городов Западной Европы характерно загрязнение воздуха «классическими» веществами (Мониторинг ..., 2001), то в России преобладает загрязнение воздуха специфическими примесями, которые попадают в атмо-

сферу в результате работы различных производств, а также при залповых выбросах от промышленных предприятий. В крупных городах России средние за год концентрации диоксида серы ниже, чем в городах стран Европы, из-за широкого использования газового топлива, ниже и концентрации оксида углерода вследствие меньшего количества автомобилей на дорогах городов.

Средние концентрации взвешенных веществ в 2–3 раза выше, а диоксида азота примерно такие же, как в городах других стран. В городских условиях на растения воздействует комплекс веществ в различных, часто очень высоких, концентрациях. В городах России выше ПДК отмечаются концентрации диоксида азота, бенз(а)пирена, формальдегида, сероводорода, аммиака и многих других веществ. Растения испытывают хроническое и кратковременное воздействие высокого загрязнения воздуха, когда концентрации одного или одновременно нескольких вредных веществ во много раз превышают ПДК.

Значительную роль в нейтрализации и ослаблении негативных воздействий промышленных зон города на людей и живую природу в целом играют зеленые насаждения. Высаживаемые на городских улицах и в скверах зеленые насаждения помимо декоративно-планировочной и рекреационной выполняют очень важную защитную и санитарно-гигиеническую роль.

Не все растения способны выжить в условиях города. Допустимые нормы содержания загрязняющих веществ в объектах окружающей среды основываются на санитарно-гигиенических принципах защиты человека, поэтому нормативы, установленные для человека, не всегда обеспечивают защиту других объектов живой природы.

Деревья и кустарники, высаживаемые на запыленных улицах, должны не только выдерживать мощный натиск цивилизации, но и радовать наш глаз, дарить прохладу в знойный день, обогащать воздух живительным кислородом. Далеко не каждому растению это под силу.

Чувствительность растений к загрязняющим веществам различна. Как правило, большинство растений являются толерантными и поражаются только в случае очень сильного атмосферного загрязнения. Однако некоторые виды растений не выносят загрязнения при концентрациях, даже незначительно превышающих фоновые.

Выделяют несколько уровней реакции растений на воздействие загрязняющих веществ (Шуберт, 1986; Трешоу, 1988; Полевой, 1989). Сначала, при воздействии низких концентраций веществ, происходят изменения скрытые, то есть на биохимическом и физиологическом уровнях (нарушаются процессы фотосинтеза, дыхания, биосинтез ферментов, белков, жиров и др.). Затем появляются признаки, визуально наблюдаемые (Нуваринен et al., 1993). Это хлорозы и некрозы тканей, листьев и т. д. При увеличении концентрации до уровня летальных происходит гибель сначала отдельных организмов, затем популяций и фитоценозов. Использование физиологических признаков биоиндикаторов позволяет определить изменения в экосистемах на очень ранних стадиях, когда они еще не проявляются в морфологических и структурных изменениях и их нельзя выявить другими методами (Криволуцкий и др., 1988; Оливерисува, 1991).



Согласно А. П. Мокроносову (2000) поведение растения в нестабильной среде станет центральной проблемой экологической физиологии в XXI в.

## 2.2. ЛИХЕНОИНДИКАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ ЗАГРЯЗНЁННОСТИ ВОЗДУХА

Лишайники – группа организмов, широко распространенная во всех растительно-климатических зонах Земли. Обладая высокой устойчивостью к влиянию таких внешних факторов, как резкие колебания влажности, температуры, условий освещения, действия больших доз ультрафиолета и проникающей радиации, лишайники оказались чрезвычайно чувствительны к действию различных атмосферных загрязнений (Инсарова, 1982; Горшков, 1990; Черненко, 2002). Большинство из них не выдерживают даже малейшего загрязнения и погибают. Особенно низка толерантность лишайников к диоксиду серы, фторидам и тяжелым металлам, что объясняется их анатомо-морфологическими и физиологическими особенностями (Piervittori et al., 1997). Эти особенности делают данные организмы чувствительными показателями промышленных загрязнений.

Реакция лишайников на загрязнение воздуха была известна давно, но важность этого вопроса стала очевидной после увеличения количеств поллютантов в атмосфере. Наиболее распространенными загрязнителями, присутствующими в выбросах различных производств, являются оксиды серы и азота. Они оказывают разнообразное влияние на физиологические показатели как у сосудистых растений, так и у лишайников. Под действием этих поллютантов происходят значительные физиолого-биохимические изменения, затрагивающие такие основные функции лишайников, как фотосинтез, дыхание, ферментативная деятельность и другие метаболические процессы (Блум, 1984). В зависимости от степени воздействия загрязнителей и их специфики одни показатели изменяются больше, другие меньше.

К  $\text{SO}_2$  у лишайников наиболее чувствительны два процесса: фиксация углекислого газа и нарушение целостности мембран, измеряемое по выходу калия из таллома. Летальная доза для лишайников в среднем составляет 0,018 ppm, но может сильно колебаться в зависимости от вида лишайника и различий в условиях его местообитания (Инсарова, 1982).

Сухие лишайники более устойчивы к загрязнению. В аридных районах не наблюдается обеднения лишайнофлоры вокруг источников загрязнения (Richardson, Nieboer, 1983). Чувствительность лишайников увеличивается с увеличением влажности. Это связано, видимо, с тем, что легче всего поллютант поглощается влажным слоевищем (Rao, Le Blanc, 1966; Huebert et al., 1985). Повышение влажности приводит к усилению растворения сернистого газа и подкислению среды. По этой причине лишайники очень неустойчивы к токсикации при большой влажности, но могут успешно выжить при достаточно высокой концентрации сернистого ангидрида, если слоевище сухое (Артамонов, 1986). Поглощению газа способствует и ток воздуха у поверхности слоевищ. Если у поверхности лишайника нет достаточного движения воздуха – не будет быстрого проникновения поллютанта в таллом (Huvarinen, Soppela, 1993).

Морфологические особенности слоевища значительно влияют на чувствительность особей к двуокиси серы: плотность корового и сердцевинного слоя, жизненная форма лишайников, наличие соредий и изидий (Шапиро, 1996). Принято считать, что наиболее резистентны к двуокиси серы накипные лишайники, листоватые формы занимают промежуточное положение и самые чувствительные – кустистые виды. Однако строгая корреляция между жизненной формой и степенью толерантности к  $SO_2$  не установлена (Wirth, Turk, 1975).

Токсичность  $SO_2$  для лишайников зависит от субстрата, на котором произрастают эти организмы. На щелочных субстратах лишайники удерживаются на более близком расстоянии от источника выброса  $SO_2$ , что связано с нейтрализацией «кислых осадков» (Richardson, Nieboer, 1983).

Отмечено, что в районах с частыми «кислыми» дождями исчезают многие виды лишайников. В частности, цианолишайники особенно чувствительны к низким уровням pH, создаваемым «кислыми» дождями. Сравнение фотобионтов показывает, что в ультраструктуре зеленых водорослей под действием  $SO_2$  изменения наступают быстрее, чем у цианобактерий (Huvarinen et al., 1993). Но наблюдения за широким кругом кислотных местообитаний водорослей свидетельствуют, что Cyanophyta полностью отсутствуют при pH субстрата ниже 4–5, в то время как эукариотные водоросли там процветают. Возможно, цианобактерии не могут преодолеть барьер кислотности, так как их хлорофилл не защищен мембранами хлоропластов (Brock, 1973).

Обработка искусственным «кислым» дождем с низкими значениями pH уменьшала активность фотосинтеза (Ahmadjian, 1993). Несмотря на то что действие «кислого» дождя, как и двуокиси серы, сводится к повышению кислотности среды, существует, по-видимому, различие в механизме их влияния. Например, V. Ahmadjian (1993) показал, что виды *Usnea*, крайне восприимчивые к сернистому ангидриду, хорошо чувствовали себя в районе «кислых» дождей. Замечено, что сернистая кислота, ионы бисульфита и сульфита индуцируют больший физиологический ответ, чем сернистая кислота с тем же pH (Richardson, 1988).

«Кислые» дожди с низкими значениями pH уменьшали активность дыхания у нескольких видов *Cladonia*, *Flavoparmelia caperata* и *Umbilicaria mamillata* (Ahmadjian, 1993). По-видимому, это связано с отрицательным действием низких значений pH на ферменты дыхания.

L. Balaguer и E. Manrique (1991) исследовали воздействие  $NO_3^-$  и  $SO_4^{2-}$ . Отношение хлорофилл/феофитин было выше после обработки  $NO_3^-$ , а когда лишайники обрабатывали обоими растворами, то эффект был более сильный, чем при обработке одним из поллютантов. Эти результаты подтверждают синергический эффект  $NO_3^-$  и  $SO_4^{2-}$ , как было показано и в опытах на высших растениях (Wellburn et al., 1981).

Как и все растительные организмы, лишайники нуждаются в минеральных элементах, а также в ряде микроэлементов (Вайнштейн, 1982). Источником минерального питания для лишайников являются вещества из атмосферы и пыль, содержащая все важные неорганические водорастворимые элементы

(Каурі, 1980). Дополнительным источником питания эпифитных лишайников являются вещества, смываемые водой с деревьев во время дождя (Schmull et al., 2002). Некоторые исследователи наблюдали связь между содержанием элементов в субстрате и в слоевищах лишайников (Трасс, 1977; Purvis, Halls, 1996).

Как показывают наши исследования, в районе Киров – Кирово-Чепецкой промышленной агломерации у хлоробионтных лишайников под влиянием слабого загрязнения показатели интенсивности фотосинтеза в основном снижаются и незначительно повышаются показатели интенсивности дыхания. При средних концентрациях интенсивность фотосинтеза повышается, а при дальнейшем воздействии ассимиляция  $\text{CO}_2$  ингибируется. Показатель дыхательной способности при этих концентрациях остается выше уровня контрольного участка. У цианобионтных лишайников ассимиляция  $\text{CO}_2$  по мере увеличения загрязнения снижается, а дыхательная способность увеличивается (Домнина и др., 2007).

Количество общего и белкового азота у хлоробионтных лишайников повышается при слабом и среднем уровнях загрязнения и незначительно понижается на загрязненных участках.

У цианобионтных лишайников происходит повышение количества общего и белкового азота при слабых уровнях загрязнения, по-видимому, вследствие стимуляции активности нитрогеназы. При сильном загрязнении активность фермента снижается, что приводит к уменьшению количества общего и белкового азота (Домнина, 2004).

У лишайника, состоящего из нескольких компонентов таллома, трудно ожидать определенной зависимости между изученными процессами, но результаты исследования показали, что у хлоробионтных лишайников в большинстве случаев наблюдается положительная корреляция между процессами дыхания и накоплением азота.

Изменения метаболических процессов приводят к анатомо-морфологическим изменениям, но при незначительном воздействии загрязнителя видимые внешние симптомы проявляются спустя месяцы или годы (Richardson, 1988). На загрязненных территориях наблюдаются различные морфологические изменения слоевищ (Малышева, 1995, 1996; Отнюкова, 1997 а, б). Обычная реакция – изменение цвета до полного обесцвечивания в результате разрушения хлорофилла, а также наличие в популяции более мелких, компактных талломов. Осмотр слоевищ невооруженным глазом или с помощью простой лупы позволяет оценить внешний вид избранных видов и выявить такие свойства лишайника, как цвет, размер, особенности репродукции (Бязров, 2002). Эти показатели состояния лишайников могут сравниваться в загрязненных и незагрязненных районах.

При сборе лишайников для исследований мы обращали особое внимание на изменение окраски талломов. На участках со средним и сильным загрязнением массово были обнаружены розетки *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl., часть таллома которых имела коричневый цвет, и обесцвеченные экземпляры *Evernia mesomorpha* Nyl.

Размер талломов лишайников в загрязненных и незагрязненных местобитаниях был различен, поэтому мы измеряли у *H. physodes* диаметр розетки,

а у *E. mesomorpha* – длину таллома. Диаметр розетки *H. physodes* при слабом загрязнении был больше, чем в контроле на 44%, а по мере увеличения загрязнения сократился на одну треть по сравнению с контролем. Длина таллома *E. mesomorpha* уменьшалась по мере увеличения загрязнения до 60% по отношению к контролю (Домнина, 2005).

Многими исследователями отмечено изменение проективного покрытия лишайников под влиянием загрязняющих веществ (Горшков, 1990; Голубкова, Малышева, 1994; Михайлова, Воробейчик, 1999). Территории с чистым воздухом, как правило, характеризуются высоким покрытием деревьев слоевищами лишайников. Величина покрытия субстрата может быть определена для каждого из видов или для всех видов в целом. Ее измеряют достаточно точно с помощью палетки. Значения покрытия затем наносят на карту. Точки с равными величинами соединяют изолиниями или объединяют в территориальные единицы с соответствующим качеством воздуха.

Результаты определения проективного покрытия, полученные в районе Киров – Кирово-Чепецкой промышленной агломерации, показывают, что в фоновом районе проективное покрытие в 40 раз больше, чем на территории города (Домнина, 2005).

Как мы отмечали выше, количество дыхательных субстратов и запасных веществ у лишайников сравнительно невелико и должно постоянно пополняться ассимилирующим фотобионтом. Сравнивая результаты изменения процессов фотосинтеза и дыхания, мы установили, что дыхательная способность под действием загрязнения повышается, а интенсивность фотосинтеза падает. При многолетнем воздействии поллютантов это приводит к снижению размеров таллома и общего проективного покрытия лишайников в изучаемом районе (Домнина, 2007).

Один из методов оценки качества воздуха основан на использовании видового состава лишайнобиоты изучаемой территории и установлении отсутствия/присутствия чувствительных видов, поскольку их представители достаточно быстро повреждаются или исчезают уже при низких уровнях некоторых загрязнителей воздуха (Wetmore, 1982). Загрязнение приводит не только к отмиранию, но и к редукции плодоношения и уменьшению покрытия видов (Hawksworth et al., 1973; Deruelle, 1978 a). Однако загрязнение воздуха вызывает у представителей некоторых видов и обратные процессы.

Степень видового разнообразия лишайнобиоты, или ее богатство, стали основой для создания лишайноиндикационных карт, отражающих качественное состояние воздушного бассейна обследованных территорий. Оно измеряется общим числом видов на участке. Чем больше видов, тем чище воздух. Соответственно, участки, где лишайники отсутствуют или представлены единичными экземплярами одного вида, считают наиболее загрязненными, а участки с наибольшим числом видов относят к наиболее чистым на обследуемой территории (Бязров, 2002).

В 90-х гг. прошлого века проводилось лишайнофлористическое исследование г. Кирова (Ашихмина и др., 1996). Для проведения данного исследования территория города была разбита на 54 квадрата. В каждом квадрате подсчитывали

валось общее число исследуемых деревьев и деревьев, покрытых лишайниками, выявлялось видовое разнообразие, определялись размеры розеток лишайников, их обилие и степень покрытия. Для обеспечения однородности кислотности и буферной реакции коры деревьев в качестве единого субстрата выбрана липа мелколистная (*Tilia cordata*). Всего было обследовано около 5 тысяч деревьев. При изучении видового состава лишайников учитывались главным образом листоватые формы; виды накипных лишайников в большинстве случаев не идентифицировались. В результате было выявлено 9 видов лишайников

Обработка полученного материала осуществлялась с усреднением значений в каждом из 54 квадратов г. Кирова. Наиболее чистыми явились периферийные участки города (районы пп. Ганино, Макарье, Порошино, дд. Лосевы и Субботиха, Симоновского острова). Наиболее нагруженной по загрязняющим веществам в воздухе стала старая часть города (от ул. Профсоюзной до ул. Комсомольской и от ул. Горького до набережной р. Вятки), при этом самые загрязненные участки – районы ул. Воровского (от Октябрьского проспекта до ул. Ленина) и ул. Профсоюзной вплоть до сл. Дымково. Последняя зона загрязнений в районе пересечения ул. Профсоюзной и ул. Ленина представляла собой «лишайниковую пустыню», где токсичные вещества, содержащиеся в атмосферном воздухе, уничтожили всю лишайнофлору.

Таким образом, успехи практического применения лишайноиндикационных методов мониторинга загрязненности воздуха в большой мере будут зависеть от комплексного применения методов изучения деятельности лишайников в условиях антропогенной среды и в лабораторных условиях.

### 2.3. ДЕНДРОФЛОРА г. КИРОВА

Территория г. Кирова представляет собой мозаику разных по характеру участков. Сюда входят как собственно городские участки, занятые жилыми или торговыми кварталами, а также производственными предприятиями, так и участки, номинально относящиеся к городской черте, но занятые сельскохозяйственными угодьями или вообще более или менее ненарушенные. Качественно на них отличается и состав древесно-кустарниковой растительности. В приведённый ниже аннотированный конспект вошли преимущественно растения, встречающиеся в древесно-кустарниковой обсадке дорог и улиц, внутриквартальном оформлении, а также в парках.

Роды в конспекте и виды в родах размещены согласно латинскому алфавиту, латинские научные названия даны преимущественно по книге «Флора Вятского края» (Тарасова, 2000). Описание каждого вида включает указание его габитуса, общего распространения и времени введения в культуру, отношения к городским условиям, встречаемость в г. Кирове и его поведение в городе.

*Abies* L. – Пихта (*Pinaceae*)

*A. sibirica* Ledeb. – пихта сибирская. Дерево до 30 м высотой. Естественно произрастает на северо-востоке европейской части России и в Сибири; в культуре с 1820 г. Плохо переносит условия города. В Кирове нередко. Обсеменяется.

*Acer* L. – Клён (*Aceraceae*)

*A. ginnala* Maxim. – клён Гиннала, или приречный. Кустарник до 6 м высотой. Естественно произрастает на Дальнем Востоке и в Северо-Восточном Китае; в культуре с 1860 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове нередок. Плодоносит, но всходы не наблюдаются.

*A. negundo* L. – клён ясенелистный, или американский. Дерево или кустарник до 20 м высотой. Естественно произрастает в центральных районах Северной Америки; в культуре с 1688 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове обычен. Обильно обсеменяется и местами формирует собственные ценозы, состав и структура которых не исследованы.

*A. platanoides* L. – клён остролистный. Дерево до 30 м высотой. Естественно произрастает в Европе до Балкан и Кавказа на юге; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове обычен. Плодоносит.

*Actinidia* Lindl. (*Actinidiaceae*)

*A. kolomikta* (Maxim.) Maxim. – актинидия коломикта. Лиана до 7 м длиной. Естественно произрастает на Дальнем Востоке; в культуре с 1855 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове единично, преимущественно на придомовых территориях. Известные экземпляры не плодоносят.

*Aesculus* L. – Конский каштан (*Hippocastanaceae*)

*A. hippocastanum* L. – конский каштан обыкновенный. Дерево до 30 м высотой. Естественно произрастает на Балканах; в культуре с 1576 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове единично. Плодоносит, но семена, по-видимому, не вызревают.

*Alnus* Gaertn. – Ольха (*Betulaceae*)

*A. incana* (L.) Moench. – ольха серая, или белая. Кустарник или дерево до 20 м высотой. Естественно произрастает в Европе, Западной Сибири, Северной Америке и на Северном Кавказе; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове нередка, но преимущественно встречается на ненарушенных территориях. Плодоносит.

*A. glutinosa* (L.) Gaertn. – ольха чёрная, или клейкая. Дерево до 35 м высотой. Естественно произрастает в Европе, Западной Сибири, Малой Азии и Северной Африке; в культуре с древности. В Кирове обычна, преимущественно на ненарушенных территориях. Плодоносит.

*Amelanchier* Medik. – Ирга (*Rosaceae*)

*A. canadensis* (L.) Medik. – ирга канадская. Кустарник до 6 м высотой или дерево до 10 м высотой. Естественно произрастает в северо-восточных районах Северной Америки; в культуре с 1623 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове редка. Цветёт.

*A. spicata* (Lam.) K. Koch. – ирга колосистая. Кустарник до 5 м высотой, реже – дерево. Естественно произрастает в центральной части Северной Америки; в культуре с 1800 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове нередка. Плодоносит.

*Aronia* Medik. – Арония, или Черноплодная рябина (*Rosaceae*)

*A. mitschurinii* Skvortsov et Maitulina – арония Мичурина. Кустарник до 3 м высотой. Естественно (базовая форма вида) произрастает в восточных рай-

онах Северной Америки; в культуре с XVIII в. Хорошо переносит условия города. В Кирове редка. Плодоносит, но семена, по-видимому, невсхожие.

*Berberis* L. – Барбарис (*Berberidaceae*)

*B. vulgaris* L. – барбарис обыкновенный. Кустарник до 1,5 м высотой. Естественно произрастает по Средней и Южной Европе до Волги и Северного Кавказа; в культуре с 1894 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове крайне редок. Плодоносит, но семена, видимо, невсхожие.

*Betula* L. – Берёза (*Betulaceae*)

*B. pubescens* Ehrh. – берёза пушистая. Дерево до 15 м высотой. Естественно произрастает по всей северной Европе и Сибири; в культуре с 1789 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове обычна, но распространена преимущественно на ненарушенных территориях. Плодоносит.

*B. pendula* Roth – берёза повислая, или бородавчатая. Дерево до 20 м высотой. Естественно произрастает от Европы до Оби; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове обычна. Плодоносит.

*Caragana* Lam. – Карагана (*Fabaceae*)

*C. arborescens* Lam. – карагана древовидная, или акация жёлтая. Кустарник до 7 м высотой. Естественно произрастает в Западной Сибири, на Алтае, в Саянах, Казахстане и Монголии; в культуре с 1752 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове обычна. Плодоносит, но семена, по-видимому, не вызревают.

*Castanea* Mill. – Каштан (*Fagaceae*)

*C. sativa* Mill. – каштан посевной, или съедобный, или настоящий. Дерево до 35 м высотой. Естественно произрастает в Средиземноморье, Малой Азии, Западном Закавказье и на Северном Кавказе; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове единичен. Известные экземпляры вымерзают выше уровня снега, но возобновляются корневой порослью. Не цветёт.

*Cerasus* Mill. – Вишня (*Rosaceae*)

*C. besseyi* (Bailey) Sok. – вишня Бессея. Дерево до 5 м высотой, реже – кустарник. Естественно произрастает в южных районах Северной Америки; в культуре с 1805 г. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове редка. Цветёт.

*C. tomentosa* (Thunb.) Wall. – вишня войлочная. Дерево или кустарник до 3 м высотой. Естественно произрастает в Японии и Северо-Западном Китае; в культуре с 1870 г. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове редка, встречается только на придомовых территориях. Цветёт.

*C. vulgaris* Mill. – вишня обыкновенная, или кислая. Дерево или кустарник до 10 м высотой. В диком виде не встречается. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове крайне редка. Цветёт.

*Chaenomeles* Lindl. – Хеномелес, или Айва японская (*Rosaceae*)

*Ch. maulei* (Mast.) C. K. Schneid – хеномелес Маулея, или айва японская низкая. Кустарник до 1 м высотой. Естественно произрастает в Китае и Японии; в культуре с XIX в. Хорошо переносит условия города. В Кирове редок. Плодоносит, но семена, по-видимому, не вызревают.

*Corylus* L. – Лещина (*Corylaceae*)



*C. avellana* L. – лещина обыкновенная. Кустарник до 5 м высотой. Естественно произрастает почти по всей Европе и на Кавказе; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове нередок. Известные экземпляры не цветут.

*Cotoneaster* Medik. – Кизильник (*Rosaceae*)

*C. lucidus* Schlecht. – кизильник блестящий. Кустарник до 2 м высотой. Естественно произрастает в Восточной Сибири; в культуре с XIX в. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове нередок. Плодоносит, но семена, по-видимому, невсхожие.

*C. melanocarpus* Fisch. ex Blytt. – кизильник черноплодный. Кустарник до 2 м высотой. Естественно произрастает в Европе от Прибалтики до Северного Кавказа; в культуре с 1829 г. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове нередок. Плодоносит, но семена, видимо, не вызревают.

*Crataegus* L. – Боярышник (*Rosaceae*)

*C. sanguinea* Pall. – боярышник кроваво-красный, или сибирский. Кустарник или дерево до 6 м высотой. Естественно произрастает на северо-востоке европейской части России, на юге Сибири и Дальнего Востока; в культуре с 1822 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове нередок. Плодоносит.

*Elaeagnus* L. – Лох (*Elaeagnaceae*)

*E. argentea* L. – лох серебристый. Кустарник или дерево до 4 м высотой. Естественно произрастает в восточных районах Северной Америки; в культуре с 1813 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове единичен. Цветёт.

*Euonymus* L. – Бересклет (*Celastraceae*)

*E. europaea* L. – бересклет европейский. Дерево или кустарник до 6 м высотой. Естественно произрастает в Европе, на Кавказе и в Малой Азии; в культуре с древности. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове нередок, но встречается преимущественно на ненарушенных территориях. Плодоносит.

*Frangula* Mill. – Крушина (*Rhamnaceae*)

*F. alnus* Mill. – крушина ольховидная, или ломкая. Дерево до 7 м высотой или кустарник. Естественно произрастает в Европе, Сибири, Китае, на Кавказе и в Малой Азии; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове нередка, но встречается преимущественно на ненарушенных территориях. Плодоносит.

*Fraxinus* L. – Ясень (*Oleaceae*)

*F. excelsior* L. – ясень обыкновенный. Дерево до 30 м высотой. Естественно произрастает почти по всей Европе и в Малой Азии; в культуре с древности. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове обычен. Плодоносит.

*F. lanceolata* Borkh. – ясень ланцетный, или зелёный. Дерево до 15 м высотой. Естественно произрастает в восточной части Северной Америки; в культуре с XVIII в. Хорошо переносит условия города. В Кирове крайне редок. Плодоносит, но семена, по-видимому, невсхожие.

*F. pennsylvanica* Marsh. – ясень пенсильванский, или пушистый. Дерево до 20 м высотой. Естественно произрастает в Северной Америке; в культуре с 1783 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове нередок. Плодоносит, но семена, по-видимому, невсхожие.

*Grossularia* Mill. – Крыжовник (*Grossulariaceae*)

*G. reclinata* (L.) Mill. – крыжовник отклонённый, или европейский. Кустарник до 1,5 м высотой. Естественно произрастает в Средней и Южной Европе, на Кавказе и в Северной Африке; в культуре с XI в. Хорошо переносит условия города. В Кирове нередок, но преимущественно встречается на придомовых территориях. Плодоносит.

*Hippophae* L. – Облепиха (*Elaeagnaceae*)

*H. rhamnoides* L. – облепиха крушиновая. Кустарник или дерево до 5 м высотой. Естественно произрастает в Европе и Азии; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове относительно нередка, встречается преимущественно на придомовых территориях. Плодоносит.

*Juglans* L. – Орех (*Juglandaceae*)

*J. cinerea* L. – орех серый. Дерево до 30 м высотой. Естественно произрастает в Северной Америке; в культуре с 1633 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове крайне редок. Плодоносит, но семена, по-видимому, не вызревают.

*J. mandshurica* Maxim. – орех маньчжурский. Дерево до 25 м. Естественно произрастает на Дальнем Востоке и Северо-Восточном Китае; в культуре со второй половины XIX в. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове крайне редок. Плодоносит, но семена, по-видимому, не вызревают.

*Juniperus* L. – Можжевельник (*Cupressaceae*)

*J. communis* L. – можжевельник обыкновенный. Кустарник до 2 м, реже – дерево. Естественно произрастает в Северной и Средней Европе, Западной Сибири и Северной Америке; в культуре с древности. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове редок, только на ненарушенных территориях. Обсеменяется.

*Larix* Mill. – Лиственница (*Pinaceae*)

*L. sibirica* Ledeb. – лиственница сибирская. Дерево до 40 м высотой. Естественно произрастает на северо-востоке европейской части России, в Западной и Центральной Сибири; в культуре с XIX в. Хорошо переносит условия города. В Кирове обычна. Обсеменяется, но семена, по-видимому, не вызревают.

*Lonicera* L. – Жимолость (*Caprifoliaceae*)

*L. tatarica* L. – жимолость татарская. Кустарник до 4 м высотой. Естественно произрастает на востоке европейской части России, на юге Сибири; в культуре с 1752 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове относительно нередка. Плодоносит.

*L. xylosteum* L. – жимолость обыкновенная. Кустарник до 3 м высотой. Естественно распространён в Европе, Сибири и на Кавказе; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове нередка. Плодоносит.

*Mahonia* Nutt. – Магония (*Berberidaceae*)

*M. aquifolia* (Pursh) Nutt. – магония падуболистная. Кустарник до 1,5 м высотой. Естественно распространён в западных районах Северной Америки; в культуре с начала XIX в. Хорошо переносит условия города. В Кирове крайне редка; вымерзает выше снежного покрова. Плодоносит, но семена, видимо, не вызревают.

*Malus* Mill. – Яблоня (*Rosaceae*)

*M. baccata* (L.) Borkh. – яблоня ягодная, или сибирская. Дерево до 10 м высотой. Естественно произрастает на юге и юго-востоке Восточной Сибири, в Маньчжурии и Северном Китае; в культуре с XVIII в. Хорошо переносит условия города. В Кирове относительно нередка. Плодоносит, но обильные всходы не наблюдаются.

*M. domestica* Borkh. – яблоня домашняя. Дерево до 10 м высотой. В диком состоянии неизвестна. Хорошо переносит условия города. В Кирове относительно редка. Плодоносит.

*M. prunifolia* (Willd.) Borkh. – яблоня сливолистная. Дерево до 10 м высотой. Естественно произрастает в Сибири; в культуре с 1750 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове относительно редка. Плодоносит, но всходы не наблюдаются.

*M. sylvestris* (L.) Mill. – яблоня лесная, или дикая. Дерево до 15 м, реже – кустарник до 5 м. Естественно распространена в европейской части России и на Кавказе; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове редка. Плодоносит.

*Radus* Mill. – Черёмуха (*Rosaceae*)

*R. avium* Mill. – черёмуха обыкновенная, или птичья, или кистевая. Дерево или кустарник до 17 м высотой. Естественно произрастает в Европе, Западной Сибири и на Дальнем Востоке; в культуре с древности. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове обычна. Плодоносит.

*R. maackii* (Rupr.) Kom. – черёмуха Маака. Дерево до 17 м высотой. Естественно произрастает на Дальнем Востоке, в Корее и Северо-Восточном Китае; в культуре с 1870 г. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове очень редка. Плодоносит, но всходов не даёт.

*R. pennsylvanica* (L.) Sok. – черёмуха пенсильванская. Дерево или кустарник до 12 м высотой. Естественно произрастает в Северной Америке; в культуре с 1773 г. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове относительно редка. Плодоносит, но семена, по-видимому, не вызревают.

*R. virginiana* (L.) Mill. – черёмуха виргинская. Дерево до 15 м высотой. Естественно произрастает в восточных районах Северной Америки; в культуре с 1724 г. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове относительно редка. Плодоносит, но семена, по-видимому, не вызревают.

*Parthenocissus* Planch. – Девичий виноград (*Vitaceae*)

*P. quinquefolia* (L.) Planch. – девичий виноград пятилисточковый, или виноград виргинский. Лиана до 20 м длиной. Естественно произрастает в восточных районах Северной Америки; в культуре с 1622 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове относительно редок. Плодоносит, но семена, по-видимому, невсхожие.

*Pentaphylloides* Duham. – Пятилисточник, или Курильский чай (*Rosaceae*)

*P. fruticosa* (L.) O. Schwarz – пятилисточник кустарниковый. Кустарник до 1,5 м высотой. Естественно произрастает в Европе, Средней Азии и на Кавказе; в культуре с 1700 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове относительно редок. Плодоносит, но всходы не наблюдаются.

*Phellodendron* Rupr. – Бархат (*Rutaceae*)

*Ph. amurense* Rupr. – бархат амурский. Дерево до 25 м высотой. Естественно произрастает на Дальнем Востоке, в Корее и Китае; в культуре с XIX в. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове редок. Не цветёт.

*Philadelphus* L. – Чубушник (*Hydrangeaceae*)

*Ph. coronarius* L. – чубушник венечный. Кустарник до 3 м высотой. Естественно произрастает в Южной Европе, Малой Азии и на Кавказе; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове нередок. Плодоносит, но всходов не образует.

*Picea* A. Dietr. – Ель (*Pinaceae*)

*P. abies* (L.) Karst – ель обыкновенная, или европейская. Дерево до 30 м высотой. Естественно произрастает почти по всей Европе; в культуре с древности. Плохо переносит условия города. В Кирове, возможно, встречается на нарушенных территориях.

*P. fennica* (Regel) Kom. – ель финская. Дерево до 30 м высотой. Естественно произрастает в зоне контакта ели европейской и ели сибирской. Плохо переносит условия города. В Кирове, вероятно, встречается повсеместно. Обсеменяется.

*P. obovata* Ledeb. – ель сибирская. Дерево до 30 м высотой. Естественно произрастает от северных районов Европы до Камчатки и Маньчжурии; в культуре с XIX в. Плохо переносит условия города. В Кирове, возможно, встречается на нарушенных территориях.

*P. pungens* Engelm. – ель колючая. Дерево до 30 м высотой. Естественно произрастает в западных районах Северной Америки; в культуре с 1858 г. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове нередка. Обсеменяется, но семена, по-видимому, невсхожие.

*Pinus* L. – Сосна (*Pinaceae*)

*P. sibirica* Du Tour – сосна сибирская, или кедр сибирский. Дерево до 40 м высотой. Естественно распространена в Сибири; в культуре с древности. Плохо переносит условия города. В Кирове нередка. Обсеменяется, но или семена не вызревают, или молодые растения погибают.

*P. sylvaticum* L. – сосна обыкновенная. Дерево до 40 м высотой. Естественно произрастает почти по всей Европе и Сибири; в культуре с древности. Плохо переносит условия города. В Кирове обычна. Обсеменяется.

*Populus* L. – Тополь (*Salicaceae*)

*P. alba* L. – тополь белый, или серебристый. Дерево до 30 м высотой. Естественно произрастает в Западной Европе, европейской части России, Сибири, Китае, Средней и Малой Азии; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города; не выносит обрезки. В Кирове редок. Плодоносит, но всходов, по-видимому, не образует.

*P. balsamifera* L. – тополь бальзамический. Дерево до 25 м высотой. Естественно произрастает в Северной Америке; в культуре с XVIII в. Удовлетворительно переносит условия города; сильно поражается тополёвой молью и ржавчиной. В Кирове обычен. Плодоносит, но всходы, по-видимому, отсутствуют.

*P. laurifolia* Ledeb. – тополь лавролистный. Дерево до 20 м высотой. Естественно произрастает по всей Сибири до Ангары; в культуре с XIX в. Хорошо переносит условия города. В Кирове нередок. Плодоносит, но всходы, по-видимому, отсутствуют.

*P. nigra* L. – тополь чёрный, или осокорь. Дерево до 30 м высотой. Естественно произрастает в европейской части России, Западной Сибири и Средней Азии; в культуре с древности. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове редок. Плодоносит, но у известных экземпляров всходы не наблюдались.

*P. suaveolens* Fish. – тополь душистый. Дерево до 20 м высотой. Естественно произрастает в Восточной Сибири, Монголии и Северном Китае; в культуре с XIX в. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове относительно редок. Плодоносит, но всходы, по-видимому, отсутствуют.

Несмотря на то что явные всходы всех интродуцированных тополей не наблюдаются, характер произрастания некоторых особей наводит на мысль об их естественном происхождении; однако этот вопрос требует дальнейшего изучения.

*P. tremula* L. – тополь дрожащий, или осина. Дерево до 20 м высотой. Естественно распространена почти по всей Европе и Сибири; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове обычна, но распространена преимущественно на ненарушенных территориях. Плодоносит.

*Quercus* L. – Дуб (*Fagaceae*)

*Q. robur* L. – дуб черешчатый. Дерево до 50 м высотой. Естественно произрастает почти по всей Европе; в культуре с древности. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове обычен. Плодоносит, но молодые растения погибают.

*Q. rubra* L. – дуб красный. Дерево до 25 м высотой. Естественно произрастает в Северной Америке северу от 35-й параллели до Канады; в культуре с XVII в. Хорошо переносит условия города. В Кирове единичен. Плодоносит, но семена, по-видимому, не вызревают.

*Rhamnus* L. – Жестер, или Жостер (*Rhamnaceae*)

*Rh. cathartica* L. – жестер слабительный. Кустарник или дерево до 8 м высотой. Естественно произрастает в европейской части России, Западной Сибири, горах Средней Азии и на Кавказе; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове редок, встречается только на ненарушенных территориях. Плодоносит.

*Ribes* L. – Смородина (*Grossulariaceae*)

*R. aureum* Pursh – смородина золотистая. Кустарник до 2 м высотой. Естественно произрастает на западе Северной Америки; в культуре с начала XIX в. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове редка. Плодоносит, но всходов не формирует.

*R. nigrom* L. – смородина чёрная. Кустарник до 1,2 м высотой. Естественно произрастает в средней и северной части Европейской России, в Сибири и Средней Азии; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове обычна, но в основном встречается на придомовых территориях. Плодоносит.

*R. rubrum* L. – смородина красная. Кустарник до 2 м высотой. Естественно распространён в северной части Западной Европы, европейской части России, Сибири, Северной Монголии и Северо-Восточном Китае; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове встречается часто, но в основном на придомовых территориях. Плодоносит.

*Rosa* L. – Роза, или Шиповник (*Rosaceae*)

*R. acicularis* Lindl. – роза иглистая. Кустарник до 2 м высотой. Естественно произрастает в северных районах Европы, Азии и Америки; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове нередка, но в основном встречается на ненарушенных территориях. Плодоносит.

*R. canina* L. – роза собачья, или обыкновенная. Кустарник до 3 м высотой. Естественно произрастает в Южной и Средней Европе, Северной Африке и Западной Азии; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове нередка. Плодоносит, но всходы, по-видимому, не формируются; размножается корневыми отпрысками.

*R. rugosa* Thunb. – роза морщинистая. Кустарник до 2,5 м высотой. Естественно произрастает на Дальнем Востоке, в Корее и Северном Китае; в культуре с XVIII в. Хорошо переносит условия города. В Кирове обычна. Плодоносит, но всходов не формирует.

*Rubus* L. – Малина (*Rosaceae*)

*R. caesius* L. – ежевика сизая. Стелющийся кустарник. Естественно произрастает почти по всей европейской части России; в культуре с древности. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове относительно редка, в основном встречается на придомовых территориях. Плодоносит.

*R. idaeus* L. – малина обыкновенная. Кустарник до 3 м высотой. Естественно произрастает почти по всей Европе; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове нередка, в основном встречается на придомовых и на ненарушенных территориях. Плодоносит.

*Salix* L. – Ива (*Salicaceae*)

В Кирове встречается достаточно большое число видов этого рода, входящих в естественную флору Кировской области. Преимущественно они распространены на ненарушенных территориях и только изредка – в культурной посадке. Все они хорошо переносят условия Кирова, плодоносят и дают обильные всходы. Некоторое угнетение испытывают только растения, произрастающие около и над теплотрассами; эти особи обычно входят в зиму облиственными, и позже начинают вегетацию весной.

*Sambucus* L. – Бузина (*Caprifoliaceae*)

*S. racemosa* L. – бузина кистистая, или красная. Кустарник или дерево до 5 м высотой. Естественно произрастает в Западной Европе; в культуре с 1596 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове редка. Плодоносит, всходы, по-видимому, отсутствуют.

*Solanum* L. – Паслён (*Solanaceae*)

*S. dulcamara* L. – паслён сладко-горький. Лиановидный полукустарник до 2 м длиной. Естественно произрастает почти по всей Европе и в Сибири; к введению в культуру рекомендован. Хорошо переносит условия города. В Кирове нередок. Плодоносит.

*Sorbus* L. – Рябина (*Rosaceae*)

*S. aucuparia* L. – рябина обыкновенная. Дерево или кустарник до 11 м высотой. Естественно произрастает в европейской части России, Сибири и на Дальнем Востоке; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове обычна. Плодоносит.

*Spiraea* L. – Спирея, или Таволга (*Rosaceae*)

*S. chamaedryfolia* L. – спирея дубравколистная. Кустарник до 2 м высотой. Естественно произрастает в Средней и Юго-Восточной Европе, а также в Северо-Восточной Азии; в культуре с 1789 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове относительно редка. Плодоносит, но всходов не даёт.

*S. media* Fr. Schmidt – спирея средняя. Кустарник до 2 м высотой. Естественно произрастает в северо-восточной России, на Дальнем Востоке, юге Сибири, в Средней Азии; в культуре с 1789 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове относительно нередка. Плодоносит, но всходов не даёт.

*S. salicifolia* L. – спирея иволистная. Кустарник до 2 м высотой. Естественно произрастает в Европе, Сибири, на Дальнем Востоке, в Китае, Корее, Японии и на западе Северной Америки; в культуре с 1586 г. В Кирове нередка. Плодоносит.

*Swida* Opiz. – Свидина, или Дёрен (*Cornaceae*)

*S. alba* (L.) Opiz. (*Cornus alba* auct.) – свидина белая, или сибирская. Кустарник до 3 м высотой. Естественно распространена почти по всей территории России, в Китае, Корее и Японии; в культуре с 1741 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове относительно нередка. Плодоносит.

*S. sanguinea* (L.) Opiz. (*Cornus sanguinea* L.) – свидина кроваво-красная. Кустарник до 4 м высотой. Естественно произрастает в Европе от Скандинавии до Балкан и низовьев Дона; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове относительно нередка. Плодоносит.

*Symphoricarpos* L. – Снежнаягодник (*Caprifoliaceae*)

*S. albus* (L.) Blake – снежнаягодник белый, или кистистый. Кустарник до 1,5 м высотой. Естественно произрастает в Северной Америке; в культуре с 1879 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове относительно редок. Плодоносит, но всходов не даёт.

*Syranga* L. – Сирень (*Oleaceae*)

*S. josikaea* Jacq. – сирень венгерская. Кустарник до 7 м высотой. Естественно произрастает в Венгрии, Югославии и Карпатах; в культуре с 1830 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове нередка; часто уходит под зиму с зелёными листьями. Плодоносит, но всходов не даёт.

*S. vulgaris* L. – сирень обыкновенная. Кустарник до 6 м высотой или дерево. Естественно произрастает в юго-восточной Европе; в культуре с 1583 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове встречается часто; обычно уходит под зиму с зелёными листьями. Плодоносит, но всходов не даёт.

*Thuja* L. – Туя (*Cupressaceae*)

*T. occidentalis* L. – туя западная. Дерево до 20 м высотой, реже – кустарник. Естественно произрастает в восточных районах Северной Америки; в



культуре с XVIII в. Хорошо переносит условия города. В Кирове нередка. Обсеменяется, но всходов не даёт.

*Tilia* L. – Липа (*Tiliaceae*)

*T. cordata* Mill. – липа сердцевидная, или мелколистная. Дерево до 30 м высотой. Естественно произрастает в Западной Европе, Крыму, европейской части России, Западной Сибири и на Кавказе; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове обычна. Плодоносит.

*T. platyphyllus* Scop. – липа крупнолистная. Дерево до 40 м высотой. Естественно произрастает в Средней и Южной Европе до Украины и Кавказа; в культуре с древности. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове относительно редка. Плодоносит, но всходы не наблюдались.

*Ulmus* L. – Вяз (*Ulmaceae*)

*U. glabra* Huds. (*U. scabra* Mill.) – вяз шершавый, или ильм горный. Дерево до 35 м высотой. Естественно произрастает в Средней Европе, Скандинавии, Средней Европе, европейской части России, на Балканах и в Малой Азии; в культуре с 1883 г. Хорошо переносит условия города. В Кирове относительно редок. Плодоносит.

*U. laevis* Pall. – вяз гладкий, или обыкновенный. Дерево до 25 м высотой. Естественно произрастает по всей европейской части России; в культуре с древности. Плохо переносит условия города. В Кирове относительно редок. Плодоносит.

*Viburnum* L. – Калина (*Caprifoliaceae*)

*V. lantana* L. – калина гордовина. Кустарник до 5 м высотой. Естественно произрастает в Средней и Южной Европе, Малой Азии, на Северном Кавказе и в Южной Африке; в культуре с древности. Удовлетворительно переносит условия города. В Кирове редка. Цветёт.

*V. opulus* L. – калина обыкновенная, или красная. Кустарник или дерево до 4 м высотой. Естественно произрастает в Европе, Западной Сибири, Средней и Малой Азии, Северной Африке; в культуре с древности. Хорошо переносит условия города. В Кирове довольно нередка. Плодоносит.

Кроме указанных выше видов, на ненарушенных территориях произрастают лиана *Atragene sibirica* L. (княжик сибирский, *Ranunculaceae*) и кустарнички *Vaccinium myrtillus* L. (черника) и *V. vitis-idaea* L. (брусника) из *Vacciniaceae* и *Linnaea borealis* L. из *Caprifoliaceae*.

Таким образом, древесно-кустарниковая флора г. Кирова достаточно обильна. Она представлена (не считая ив) 95 видами из 56 родов и 29 семейств. По жизненной форме несколько преобладают деревья (59) над кустарниками (52); значительно меньше кустарничков (3) и лиан (4), что вполне объяснимо нуждами зелёного строительства. При этом необходимо отметить, что биоморфа растения иногда меняется в связи с климатическими условиями. Кроме европейских (26) и евросибирских (22) видов большую часть во флоре составляют интродуценты из Северной Америки (19); много сибирских (11) и дальневосточных (9) растений. Четыре вида имеют циркулярный ареал. При этом во флоре доминируют интродуцированные растения над местными, что хорошо объяснимо антропогенным характером древесно-кустарниковой флоры города.

Необходимо также отметить, что число видов естественной флоры в городе, по-видимому, снижается. В то же время большинство интродуцентов существуют только благодаря деятельности человека и в его отсутствие выпадут. Только немногие (в первую очередь – *Acer negundo* и, возможно, некоторые тополя) могут выйти в естественные сообщества или сформировать собственные.

## ГЛАВА 3 ЗООЦЕНОЗЫ ГОРОДСКИХ ТЕРРИТОРИЙ

### Особенности городской фауны

Приспособление животных к городской жизни – это один из интереснейших эколого-эволюционных процессов, происходящих в настоящее время. Город представляет собой мозаику различных биотопов. Экологическое своеобразие отдельных городских местообитаний зависит, в первую очередь, от характера использования их человеком. Источником биомассы в урбоэкосистемах служат зеленые насаждения и биогенные минеральные и органические вещества, поступающие в результате хозяйственной деятельности человека, повышающие продуктивность городской экосистемы. Обилие пищевых ресурсов и многообразие убежищ являются, в свою очередь, положительными факторами, делающими город привлекательным для некоторых групп животных. Первичными консументами городской экосистемы являются беспозвоночные животные, а преобладающими хищниками – бездомные собаки и кошки.

Климатические условия города отличаются от соседних природных территорий. Средняя годовая температура в городе на несколько градусов выше, чем за его пределами. Соответственно, увеличивается продолжительность периода с положительными температурами. В городах снижается интенсивность ультрафиолетовой радиации, а также относительная влажность воздуха, увеличивается число дней с туманами (Клауснитцер, 1990). Как было замечено, в городах больше безветренных дней, ниже атмосферное давление и скорость ветра, что ведет к застойным явлениям, сильному загрязнению воздушного бассейна, возможности возникновения смога (Тарасова и др., 2004). Совокупность этих условий и формирует уникальную биоту, не имеющую аналогов в дикой природе. Застройка местности, особенно городская, приводит к уничтожению природных биоценозов и возникновению новых. Негативное влияние на фауну выражается как в прямом истреблении ряда животных, так и в вытеснении их путем изменения ландшафта (вырубки лесов, мелиорации и т. д.). В то же время для некоторых видов в городе создаются благоприятные условия жизни.

Животных, обитающих в городе, можно разделить на три группы: 1) синантропы – животные, тесно связанные с человеком и часто древнейшие спутники человеческих поселений; они обитают рядом с человеком давно и концентрируются внутри жилых и промышленных комплексов; 2) местные виды, проникающие в город из окрестных ландшафтов, центром их поселения являются озелененные территории; 3) виды-вселенцы, характерные для более южных территорий.

Всевозможные городские постройки по структуре поверхности сравнимы со скалами и представляют для этих видов подходящие условия (субстрат, трещины, отверстия, пища, сухой и теплый микроклимат). Их населяют эпилитные виды – жители скальных местообитаний. Своеобразная энтомофауна формируется на старых городских стенах, насчитывая около 90 видов (Joger, 1988). К

скальным видам относятся разнообразные пауки, многие перепончатокрылые (одиночные и общественные осы, пчелы), некоторые жужелицы и жуки-стафилиниды (обитатели плоских крыш), городская ласточка (предпочитают гнездиться на балконах). В изобилии встречаются сизые голуби, черные стрижи, галки. В городах бывают отмечены и достаточно редкие хищные птицы, обычно избегающие человека, например, сокол-сапсан, который строит гнезда на высоких башнях и зданиях. Из млекопитающих обитают некоторые виды летучих мышей.

На крышах домов и сараев, на старых заборах имеются подушечки мха, населенные организмами, которые приспособлены к крайнему дефициту влаги и способны длительное время переносить полное высыхание. Так, на гравийной крыше в центре г. Лейпцига ловушками собрано около 150 видов насекомых. По числу видов наиболее разнообразны жуки (60), среди которых наибольшим обилием обладают пилюльщик *Simplocaria semistriata* (F.) – 27,2% и жужелица *Bembidion quadrimaculatum* (L.) – 21,8% (Klausnitzer et al, 1980). На песчаных крышах среди жуков преобладают стафилиниды. У некоторых видов на крыше найдены и личинки, что дает основание предполагать существование независимых популяций. При этом на крышах встречаются не все виды, найденные в почве близ дома. Например, обычная в центре г. Лейпцига жужелица *Calathus melanocephalus* (L.) на крышах не обнаружена (Klausnitzer, 1988). Иногда на крышах зданий возникают специфические травяные сообщества, где отмечены даже прямокрылые (Darius, Drepper, 1984).

Исследования беспозвоночных, обитающих в подушечках мха, на крышах в г. Кирове проводились в 1996–2001 гг. Фауна этого сообщества, в основном, представлена простейшими, главным образом, амебами (*Amoeba limax* Penard, *A. verrucosa* Ehrenberg), нематодами из семейств: Teratocephalidae – *Euteratocephalus crassidens* (De Man); Plectidae – *Anaplectus granulatus* (Bastian), *Plectus parietinus* Bastian, *Wilsonema auriculatum* (Bütschli); Seinuridae – *Seinura diversa* (Paesler), *S. tenuicaudata* (De Man) и тихоходками из семейств: Milnesiidae – *Milnesium tordigrodum* Doyère; Macrobiotidae – *Macrobiotus richtersi* Murray, *M. pallari* Maucci, *Murrayon pullari* (Murray); Hysibimae – *Hysibius dujardini* (Doyère).

В распределении обитателей моховых консорциев на искусственных поверхностях в пределах городской черты отмечена устойчивая закономерность увеличения видового разнообразия и относительной численности по направлению от центра к окраинам города. Так, на Октябрьском проспекте, центральной улице г. Кирова, в подушечках мха, снятых с козырьков подъездов, были обнаружены амебы *Amoeba limax* и нематоды *Plectus parietinus*, *Wilsonema auriculatum*, тихоходки во всех пробах отсутствовали. В пробах, собранных с крыш дровяников на окраине города, например, в 2000 г. тихоходки встречались довольно часто.

Фауна внутри жилых и производственных помещений, в основном, представлена синантропами, которые, как правило, являются вредителями материалов и пищевых продуктов и комнатных растений, а также паразитами человека и домашних животных. Нередко через канализационные коммуникации в квар-

тиры проникают домовая мышь и серая крыса. Для производственных и бытовых помещений характер фауны сильно зависит от типа хранимых материалов (пища, кожа, коллекции и книгохранилища). Источниками молей и кожеедов могут быть гнезда голубей, воробьев и других птиц, гнездящихся на чердаках, под карнизами, а также трупы крыс и мышей.

Подвальные помещения по своим характеристикам сходны с естественными пещерами, но отличаются обилием корма и представляют собой прекрасную экологическую нишу для многих видов пауков, мокриц, многоножек, слизней, некоторых жужелиц, комаров, а также грызунов. При этом обитатели подвалов обнаруживают тесные связи с пещерной фауной: так, в подвалах г. Варшавы и других городов Центральной Европы найдена жужелица *Trechus austriacus* Dejean, в естественных условиях встречающаяся в пещерах (Czechowski, 1979). Преобладающей группой в подвальных помещениях в городах являются хищники, тогда как в пещерах наибольшее обилие характерно для детритофагов (Klausnitzer et al., 1984). При этом видовое разнообразие фауны подвалов зависит лишь от срока постройки здания и не связано с их объемом, либо площадью.

Особое место среди животных города занимают виды, специально содержащиеся человеком в жилище. Наиболее обычны из них собаки, кошки, декоративные птицы, аквариумные рыбки. В последние годы широкую популярность среди горожан приобрели и разнообразные экзотические представители из тропической зоны (крупные ящерицы; обезьяны; из насекомых – палочники, мадагаскарские тараканы; из моллюсков – ахатины, ампулярии; и т. д.).

Помимо опасности, связанной с передачей человеку возбудителей заболеваний, крупные собаки, получившие в последние годы широкое распространение в городах России, пород, специализированных на охране человека (овчарки, доберманы, ротвейлеры, бультерьеры и др.), при неумелом воспитании и нарушении правил выгула хозяином могут стать опасным объектом не только для прохожих, но и для самого хозяина и членов его семьи.

На основе анализа литературы (Животный мир..., 1971, 1974, 2000, Сотников, 1999, 2001, 2006, 2008) и материалов, собранных авторами в период с 1980 по 2010 г., на территории г. Кирова отмечены 1945 видов животных, относящихся к 1163 родам, 438 семействам, 239 отрядам, 38 классам и 17 типам (табл. 2)

Таблица 2

#### Таксономический состав беспозвоночных г. Кирова

Тип, класс	Отряды	Семейства	Роды	Виды
<b>Тип RHIZOPODA</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>10</b>	<b>18</b>
Класс Archamoebida	1	1	1	4
Класс Lobosea	4	6	9	14
<b>Тип CILIOPHORA</b>	<b>18</b>	<b>20</b>	<b>26</b>	<b>32</b>
Класс Colpodea	1	2	2	2
Класс Heterotrichea	1	1	1	1
Класс Karyorelictea	2	2	2	2
Класс Lithostomatea	3	3	5	7

Тип, класс	Отряды	Семейства	Роды	Виды
Класс Oligohymenophorea	6	7	8	12
Класс Phylloplaryngea	2	2	2	2
Класс Spirotrichea	3	3	6	6
<b>Тип CHOANOMONADA</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
Класс Choanomonadea	1	1	1	1
<b>Тип CRYPTOMONADA</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
Класс Cryptophyceae	1	1	1	1
<b>Тип EUGLENOZOA</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>6</b>
Класс Euglenoidea	1	1	4	6
<b>Тип POLYMASTIGOTA</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>6</b>
Класс Diplomonadea	2	3	3	4
Класс Parabasalea	1	1	1	2
<b>Тип SPOROZOA</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
Класс Coccidiomorpha	1	1	1	1
<b>Тип CNIDARIA</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>2</b>
Класс Hydrozoa	1	1	2	2
<b>Тип GASTROTRICHA</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
Класс Chaetonotida	1	1	1	1
<b>Тип PLATHELMINTHES</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>8</b>
Класс Cestoda	1	1	1	1
Класс Trematoda	3	3	3	3
Класс Turbellaria	4	4	4	4
<b>Тип NEMATHELMINTHES</b>	<b>12</b>	<b>34</b>	<b>76</b>	<b>158</b>
Класс Nematoda	12	34	76	158
<b>Тип ANNELIDA</b>	<b>3</b>	<b>7</b>	<b>11</b>	<b>12</b>
Класс Hirudinea	1	4	5	6
Класс Oligochaeta	2	3	6	6
<b>Тип ROTATORIA</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>7</b>
Класс Archeorotatoria	1	2	3	5
Класс Eurotatoria	1	2	2	2
<b>Тип TARDIGRADA</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>5</b>
Класс Eutardigrada	1	2	3	5
<b>Тип MOLLUSCA</b>	<b>7</b>	<b>23</b>	<b>43</b>	<b>88</b>
Класс Bivalvia	3	4	11	21
Класс Gastropoda	4	19	32	67
<b>Тип ARTHROPODA</b>	<b>40</b>	<b>257</b>	<b>818</b>	<b>1373</b>
Класс Crustacea	9	15	35	49
Класс Arachnida	5	21	29	43
Класс Chilopoda	2	3	4	4
Класс Diplopoda	2	2	3	3
Класс Insecta	22	216	747	1275
<b>Тип VERTEBRATA</b>	<b>31</b>	<b>72</b>	<b>171</b>	<b>277</b>
Класс Osteichthyes	6	6	26	32
Класс Amphibia	2	3	3	7
Класс Aves	13	40	92	150
Класс Mammalia	6	15	25	33
Класс Reptilia	2	3	4	4
<b>Общий итог</b>	<b>239</b>	<b>438</b>	<b>1163</b>	<b>1945</b>

## Синантропные беспозвоночные

Интерес к изучению беспозвоночных городских территорий возник давно и в течение долгого времени касался лишь синантропных видов. В начале XX в. появляются публикации по различным группам насекомых, живущих вне домов, – в садах, парках, скверах города. Их обобщение позволило уже в 1938 г. выделить основные черты специфики города как среды обитания насекомых и отметить некоторые закономерности формирования энтомофауны (Weidner, 1939).

Синантропными называют животных, распространение которых в данной природной зоне тяготеет к измененным или искусственно созданным человеком территориям. Состав синантропного комплекса гетерогенен, к ним относятся паразиты человека и домашних животных, вредители пищевых запасов, вредители комнатных растений. Ежегодные потери от деятельности синантропных насекомых в мире исчисляются миллиардами долларов. Процессы их биологических, экологических и поведенческих приспособлений в антропогенных условиях приводят к обогащению видового состава комплекса синантропных членистоногих, расширению ареалов этих видов в урбаноценозах и локальным возрастаниям их численности (Богданова, 2007). В мировом масштабе указывается около 2300 видов насекомых и прочих членистоногих, имеющих карантинный статус (Robinson, 2005). Большая часть синантропных видов имеет тропическое и субтропическое происхождение, и поэтому они могут быть отнесены к категории биологических загрязнителей (Ижевский, 1995). Данные о современном состоянии фауны адвентивных синантропных насекомых России представлены в работе Е. Н. Богдановой (2007), которая по приуроченности к строениям и местообитаниям синантропных членистоногих разделила их на эусинантропов, гемисинантропов и факультативных синантропов.

Эусинантропы заселяют здания и сооружения, проводят в них большую часть своей жизни и только в теплый период года часть жизненного цикла могут встречаться вне строений. Исходя из особенностей занимаемых микроместообитаний и трофической специализации, можно выделить ряд групп эусинантропов. Самой обширной группой являются вредители запасов. Среди них преобладают виды тропического происхождения, распространившиеся по всему земному шару. К вредителям запасов в г. Кирове относятся около 50 видов. Тараканы (*Blatta orientalis* L., *Blattella germanica* (L.)) и муравьи (*Monomorium pharaonis* (L.) и *Lasius niger* (L.)) питаются как животной, так и растительной пищей, они легко распространяются внутри сооружений по полостям и трещинам. В теплое время года встречаются и вне помещений, могут выдерживать кратковременное переохлаждение. Жуки-кожееды (*Dermestes lardarius* L., *D. frischi* Kugelann, *D. ater* DG., *Attagenus megatoma* F., *A. schaefferi* (Herbst), *A. unicolor* (Brahm), *Anthrenus museiorum* L., *Anthrenus scrophulariae* L.), жуки-пестряки (*Tillus elongates* (L.), *Necrobia violacea* L.), жуки-скрытники (*Dienerella filum* Aube) и некоторые настоящие моли (*Niditinea fuscipunctella* (Haworth), *Tinea pellionella* L., *Trichophaga tapetzella* (L.), *Tineola biselliella* (Hummel)) питаются остатками животного происхождения. Они встречаются на



мясоперерабатывающих комбинатах, предприятиях кожной и меховой промышленности, уничтожают зоологические и энтомологические коллекции. Нередко встречаются они в жилых помещениях на аналогичных субстратах. По меньшей мере, три вида настоящих молей (*Nemapogon granella* L., *N. cloacella* (Hawort), *Haplotinea insectella* (F.)) и жуки-грибоеды (*Mycetophagus quadriguttatus* Müller) потребляют микроскопические грибы, которые развиваются в воздуховодах и санузлах. Продуктами растительного происхождения питаются жуки из семейств Anobiidae (*Stegobium paniceum* L., *Hadrobregmus pertinax* L., *Anobium punctatum* DG), Ptinidae (*Ptinus fur* L., *Ptinus villiger* Reitter, *Ptinus raptor* Sturmm, *Niptus holosericeus* Faldermann), Cucujidae (*Oryzaephilus surinamensis* L.), Tenebrionidae (*Alphitobius diaperinus* Panzer, *Blaps mortisaga* L., *Tribolium destructor* Uytt., *Tribolium confusum* Jacquelin du Val, *Tribolium castaneum* Herbst, *Tenebrio obscurum* F., *Tenebrio molitor* L.) и чешуекрылые *Plo-dia interpunctella* Hübner, *Ephestia kuehniella* Zeller, *Ephestia elutella* Hübner и *Sitotroga cerealella* Olivier. Некоторые из них могут также вредить гербарным коллекциям растений (Пестов, 2002). С комплексом амбарных вредителей связаны некоторые хищники и паразиты: пауки *Tegenaria domestica* Clerck и *Araneus diadematus* Clerck, сенокосцы *Phalangium opilio* L., ложноскорпионы *Chelifer cancroides* L., наездники *Lariophagus distinguendus* Förster.

Комнатные растения поражаются членистоногими-вредителями. Наибольшее распространение из них имеют ложнощитовка *Coccus hesperidum* L. и паутинный клещик (*Tetranychus urticae* Koch.). Поврежденные растения желтеют, нарушаются процессы роста, листья опадают, а молодые побеги засыхают. В оранжереях и теплицах встречаются также оранжерейный кузнечик *Tachicines asynamorus* Ad. (Копысов, 1970) и несколько видов моллюсков: *Oxychilus translucidus* Mort., *Deroceras laeve* Müller, *Arion fasciatus* Nilsson, *Boettgerilla pallens* Simroth (Шихова, 2001). Естественный ареал этих видов охватывает более южные районы, но благодаря тому что в оранжереях поддерживается оптимальный для их жизни гигротермический режим, они могут встречаться в них в течение всего года.

Важное социально-эпидемиологическое значение в городе имеют паразиты и переносчики инфекционных болезней человека и животных. К числу паразитов человека и теплокровных животных в г. Кирове относятся представители простейших, плоских и круглых червей и членистоногие. Из простейших наибольшее значение имеют дизентерийная амеба, лямблия кишечная, трихомонады, токсоплазма, кокцидии и балантидиумы. Паразитические плоские черви в г. Кирове известны из классов Сосальщики и Ленточные черви. Наиболее обычно заболевание – описторхоз у человека, а также у кошек и собак, вызываемое кошачьей двуусткой, заражение которой происходит при несоблюдении правил приготовления пресноводной рыбы. Из ленточных червей у человека наиболее распространены эхинококк, реже широкий лентец, бычий и свиной цепень, а у кошек и собак – тыквенный и гороховидный цепни. Из круглых червей наиболее часто в городе отмечаются острицы, вызывающие обычно заболевание у детей дошкольного возраста, реже – аскарида человека, власоглав, трихинелла.

Из паразитических членистоногих наибольшее распространение имеют вши *Pediculus humanus* L. и *Phthirus pubis* L., постельный клоп *Cimex lectularius* L. и клещи: угревая железница *Demodex folliculorum* (Simon) и чесоточный клещ *Sarcoptes scarabei* (L.). По данным сайта Росприроднадзора по Кировской области [www.43.rospotrebnadzor.ru](http://www.43.rospotrebnadzor.ru), заболеваемость чесоткой в г. Кирове за 2003–2009 гг. варьировала от 66,6 до 135,2 случаев на 100 тыс. населения, а педикулезом – от 154,2 до 266,8 случаев на 100 тыс. населения (рис. 1). Наивысший пик заболеваемости наблюдается в осенне-зимний период и спад в летние месяцы.

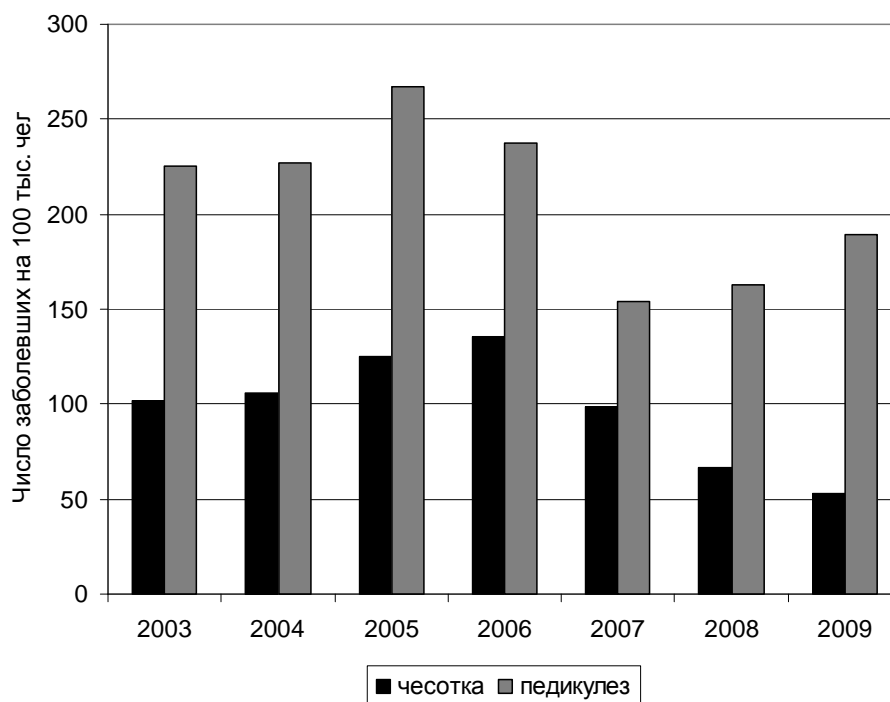


Рис. 1. Заболеваемость чесоткой и педикулезом в г. Кирове в 2003–2009 гг.

Кировская область относится к территориям с высоким уровнем заболевания клещевым боррелиозом и клещевым энцефалитом. Значительную роль в поддержании природных очагов клещевого энцефалита играют синантропные и гемисинантропные грызуны. Происходит это потому, что вблизи населенных пунктов увеличивается кормовая база и уменьшается пресс хищников на популяции грызунов. В Кировской области по этим заболеваниям наблюдается превышение среднероссийских показателей в пять раз. Клещевой боррелиоз имеет наибольшее эпидемиологическое значение в структуре природно-очаговых инфекций в Кировской области и составляет 55–78% от общего числа заболеваний этой группы. В последние годы отмечаются процессы синантропизации природных очагов этих заболеваний (Богданова, 2007). Это подтверждается данными по Кировской области. На рис. 2 (О санитарно-эпидемиологическом..., 2006–2010) видно, что заболеваемость этими болезнями в г. Кирове превышает средний по области уровень. Исследования, проведенные в 2006–2009 гг. (Перевозчикова, 2010), выявили, что наиболее высокий уровень заболеваемости иксодовым боррелиозом наблюдается у зайца-беляка (от 20 до 52,7%) и лисицы (37,5–38,4%). Несколько ниже уровень этого заболевания у енотовидной соба-

ки – 12,5% и лося – от 7,4 до 27,2%. Минимальный уровень зараженности отмечен у тетеревиных птиц – 5,8%. В городских условиях резервуарами инфекции служат бродячие собаки.

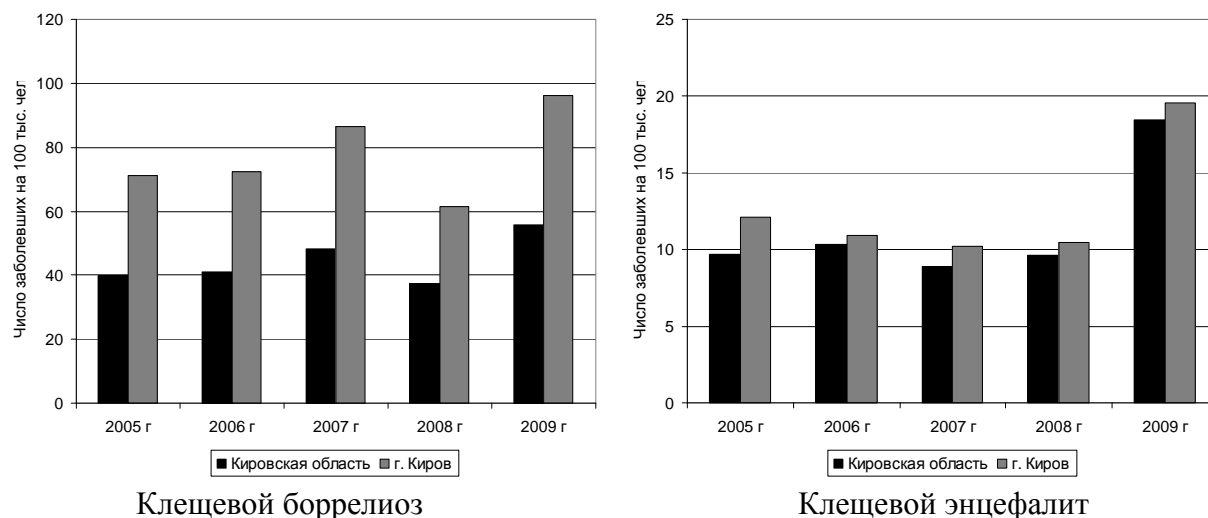


Рис. 2. Заболеваемость клещевым боррелиозом и клещевым энцефалитом в Кировской области и г. Кирове

Из кровососущих двукрылых в городе наиболее активны кровососущие комары и мошки (*Simulis sp.*). Активными антропофильными кровососами на урбанизированных территориях являются комары комплекса *Culex pipiens* L. Экспериментально доказано, что комаров *Culex p. pipiens* отпугивает вода с ряской *Lemna minor*. Веществами, стимулирующими яйцекладку комаров, являются метан, фурфурол и некоторые аминокислоты (Виноградова, 1997). Личинки комаров были обнаружены только в отапливаемых подвалах со стоячей водой довольно высокой степени загрязнения, причем не только органического, служащего пищей для личинок. Они устойчивы к высокому содержанию тяжелых металлов, концентрация кадмия может превышать допустимые нормы в 12 раз, свинца – в пять, меди – в три и цинка – в два раза. По вентиляционным шахтам комары могут круглый год вылетать из подвальных помещений в квартиры. Основным фактором, способствующим распространению этих насекомых, является неудовлетворительное состояние жилищно-коммунального хозяйства. Необходимы срочные меры по истреблению очагов развития этого вида комаров (Виноградова, 2005).

Специфическими паразитами домашних и синантропных позвоночных животных являются блохи *Ctenocephalides felis* Bouché (на кошках), *Ctenocephalides canis* Curtis (на собаках), *Leptopsyllus segnis* Schocher (на домовых мышах), *Nosopsyllus fasciatus* Bosc, *Xenopsylla cheopis* Rothschild (на крысах), клещи *Ornithonyssus bacoti* Hirst и *Dermanyssus gallinae* DG. Блохи способны размножаться в подвалах, а затем проникать в квартиры особенно первых этажей многоквартирных зданий, переходя на питание на человеке.

Ущерб животноводству причиняют кровососки (*Hippobosca equina* L.), встречающиеся в лесах и кустарниковых зарослях в пойме р. Вятки, носоглоточный (*Oestrus ovis* L.) и подкожный (*Hypoderma bovis* L.) оводы. Оводы являются причиной истощения и задержки роста и продуктивности животных.

С полигонами твердых бытовых отходов и животноводческими предприятиями в г. Кирове связано около 40 видов двукрылых сапрофагов и копрофагов из семейств Syrphidae, Drosophilidae, Sepsidae, Fannidae, Piophilidae, Muscidae и Calliphoridae. Развитие комплекса синантропных мух и характеристики популяций отдельных видов служат хорошим индикатором состояния городской территории.

Значительно более разнообразной группой животных в экосистемах г. Кирова являются гемисинантропы. Они постоянно обитают на открытой территории населенного пункта, в строения попадают лишь временно. Представители этой группы обычно проводят весь жизненный цикл в условиях населенного пункта, однако возможно их обитание в природных стациях. Среди урботолерантных видов насекомых, часто попадающихся в помещениях в г. Кирове, отмечены клопы *Dolycoris baccarum* L. и *Coreus marginatus* L., божьи коровки *Anatis ocellata* L. и *Coccinella septempunctatus* L., осы *Vespula rufa* (L.), *Vespula vulgaris* (L.), *V. germanica* (F.), *Dolichovespula media* (Retz.), жук-стафилин *Staphilinus caesareus* Ceder., мухи-журчалки *Syrphus ribesii* (L.) и *Episyrphus balteatus* (L.).

Обогащение комплекса синантропных видов происходит путем 1) временного обитания на антропогенной территории видов из природных условий; 2) расширения ареала обитания синантропных видов – заселения ими новых населенных пунктов; 3) интродукции, причем интродукция вида в другой климатической зоне возможна только после его синантропизации в первоначальном ареале (Богданова, 2007).

### Почвенная фауна

Разнообразие животного мира почв в городе зависит от степени их сохранности. Асфальтирование, уплотнение почвы ведут к резкому снижению видового состава и численности почвенных обитателей. К представителям почвенной микрофауны относятся простейшие, коловратки, тихоходки, нематоды, мелкие членистоногие (микроартроподы). Мезофауна включает в себя крупных почвенных беспозвоночных: дождевых червей, многоножек и насекомых. Для дождевых червей наиболее опасны асфальтовые и бетонные покрытия, так как после дождя черви в массе гибнут на них.

В природных экосистемах без участия нематод не обходится ни один гнилостный процесс. Количество круглых червей в почве огромно и достигает нескольких миллионов особей на 1 м<sup>2</sup> (Кириянова, Кралль, 1969). Как в почвенной зоологии, так и в гидробиологии нематоды используются в качестве биоиндикаторов экологического состояния почв и водоемов.

В почве зарослей ивняка по берегам р. Хлыновка было обнаружено 22 вида нематод. Большинство из них принадлежит отряду Dorylaimida (54,16%). Следующими по численности оказались отряды Araeolaimida (23,6%), Mononchida (12,5%), Tylenchida (5,5%) и Enoplida (4,16%). На видовом уровне наибольшее обилие имеют *Aporcelaimellus obscurus* Thorne et Schwanger, *A. obtusicaudatus* (Bastian) – 11,1%, *Eudorylaimus centrocerus* (De Man) – 9,7%,

*E. acuticaudata* (De Man) – 6,9%, *E. acutus* (Thorne et Schwanger) – 5,5%, *Tobrilus gracilis* (Bastain) – 4,2%, *Plectus parietinus* Duret – 5,5%, *P. cirratus* Bastain – 9,7%, *Mononchus aquaticus* Coetzee – 11,1%. Постоянно, но с низким обилием встречаются виды *Antarctylus sp.*, *Pratylenchus sp.*, *Anaplectus submepsis* Firschman, *Helicotylenchus leocephalus* Sher, *H. clarki* (Egunjobi), *Aporcelaimellus krygeri* (Ditlevsen), *A. californicus* Sher, *A. sp.*, *Eudorylaimus crassiformis* (Kreis), *Mylonchulus brachiurus* (Bütchli), *Labronema sp.* (1,4%), *Eudorylaimus sp.* (2,8%).

При исследовании почвенной фауны в июле 2005 г. некоторых биоценозов в окр. сл. Чижи г. Кирова отмечено высокое численное обилие пауков, сенокосцев, жужелиц (табл. 3). Большая попадаемость в почвенные ловушки была у мокриц, уховертков, и муравьев. В незначительном количестве встречались дождевые черви и многоножки, которые являются массовыми видами в естественных биоценозах. Низкая численность гигрофильных беспозвоночных связана с процессами аридизации, характерными для городских биоценозов, и практически полным отсутствием почвенной подстилки.

Таблица 3

**Состав и численное обилие (%) почвенной мезофауны в некоторых биоценозах г. Кирова в окр. сл. Чижи (по данным почвенных ловушек)**

Беспозвоночные	Поле	Луг	Лесополоса	Лесопарк (березняк)
Дождевые черви	–	–	–	1,6
Пауки	50	3,5	13	15,7
Сенокосцы	8,8	23,5	9,8	14,2
Двупарноногие многоножки	–	0,2	–	0,8
Губоногие многоножки	–	0,5	–	–
Мокрицы	1,9	5,3	17,5	2,4
Насекомые				
Уховертки	3,1	1	1,2	18,9
Прямокрылые	1,3	–	–	–
Клопы	0,6	–	1,7	–
Равнокрылые	0,6	25	–	–
Жуки				
Жужелицы	28	9,1	39,3	26,7
Стафилины	1,3	–	0,6	5,5
Мертвоеды	0,6	–	–	–
Долгоносики	–	–	–	5,5
Листоеды	–	–	0,6	–
Перепончатокрылые				
Муравьи	0,6	29,2	14	6,3
Наездники	–	0,7	–	0,8
Осы-блестянки	1,9	–	–	–
Роющие осы	–	–	0,6	–
Двукрылые	1,3	2	1,7	1,6
Численность (экз./10 л. с.)	52,6	194	61	42,3

Жужелицы – одна из самых многочисленных групп почвенных беспозвоночных, чутко реагирующих на антропогенные воздействия. Во многих странах мира в цикле работ по изучению энтомофауны городов развивается самостоя-

тельное направление исследований фауны жужелиц урбанизированных ландшафтов (Schweiger, 1962; Sustek, 1987; Klausnitzer, 1988; Wahlbrink, Zucchi, 1994). В России выполнен цикл работ по изучению населения жужелиц на урбанизированных территориях (Душенков, 1983; Козлов, 1990; Козырев, 1990; Соболева-Докучаева, 1993; Дорофеев, 1995; Хотулева, 1997; Шарова, Киселев, 1999). По мере усиления урбанизации возрастает мозаичность распределения жужелиц в городе, очень часто носящая островной характер. Развитие древесно-кустарникового озеленения урбанизированных ландшафтов приводит к формированию своеобразного садово-паркового комплекса жужелиц, где видовым разнообразием выделяются лугово-полевые виды, а по численному обилию преобладают лесные и лесо-болотные виды (Шарова, Киселев, 1999).

В г. Кирове зарегистрировано 178 видов жужелиц. При исследовании карабидофауны в окр. сл. Чижи определены массовые виды в некоторых биоценозах города. На поле наибольшим обилием обладают *Pterostichus melanarius* Ill. (60,5%), *Poecilus cupreus* L. (11,5%), *Anchomenus dorsalis* (Pont.) (10,2%), *Harpalus rufipes* Deg. (5,4%), *H. affinis* Schrank (3,8%), в березняке – *P. melanarius* Ill. (46,2%), *Carabus nemoralis* Müll. (7,7%), *C. granulatus* L. (6,7%), *Loricera pilicornis* F. (6,7%), *P. niger* Schall. (4,8%); в ольшанике – *Plathinus assimile* Pk. (42,9%), *P. melanarius* Ill. (24%); на берегу реки Вятки – *C. granulatus* L. (45,2%), *Agonum viduum* Pz. (10,5%), *P. melanarius* Ill. (7,3%), *Bembidion tetracolum* Say (4%), *L. pilicornis* F. (4%). Таким образом, наиболее широко распространенным во всех биоценозах является *P. melanarius* Ill. В условиях города наиболее значимы для жужелиц такие природные факторы, как влажность почвенного покрова, длительность существования биоценоза, тогда как антропогенные оказывают в целом меньшее воздействие, что свидетельствует об определенной степени устойчивости напочвенных обитателей к антропогенному воздействию.

### Фауна парков и садов

Деревья и кустарники, применяемые в зеленом строительстве, подвергаются различным вредным влияниям, в том числе нападению вредных насекомых и других животных организмов, с которыми приходится бороться, чтобы обеспечить успешное создание и охрану зеленых насаждений. Для целенаправленной борьбы необходимо знать этих вредителей, уметь отличать их друг от друга по наносимым повреждениям, распознавать среди них главнейших, против которых и вести борьбу в первую очередь (Гусев, 1989).

По устойчивости к загрязнениям из всех живых организмов наиболее уязвимыми являются лишайники. На втором месте находятся членистоногие. Задача энтомоиндикации состояния зеленых насаждений в городских условиях может быть решена с использованием характеристик освоения листьев насекомыми-фитофагами, питающихся листьями растений. Как консументы первого уровня, они могут относительно быстро реагировать на изменение качества корма, и, следовательно, на изменение качества окружающей среды (Тарасова, 2004).

Группа членистоногих, связанных с листвой и хвоей древесных растений, представляет сложную смесь разнообразных видов, которые быстро реагируют на изменения жизненного состояния деревьев, абиотических условий и антропогенного фактора. Среди них наиболее чувствительны к загрязнениям листогрызущие фитофаги. Наименее восприимчивы к антропогенным воздействиям галлообразователи и филлофаги с сосущим ротовым аппаратом. Активность филлофагов может быть связана с химическим составом корма. Таким образом, в градиенте возрастания загрязнения происходит качественная перестройка структуры комплексов фитопатогенных грибов и членистоногих, поражающих листья древесных растений (Голутвин, Селиховкин, 1984; Шиленская, Беднова, 1998; Тарасова, 2004).

В г. Кирове отмечено более 300 видов членистоногих-вредителей зеленых насаждений. Наиболее опасными врагами зеленых насаждений являются тополевая и черемуховая моли. Тополевая моль образует на листьях мины, благодаря которым листва опадает. Массовое поражение тополей данным видом моли в г. Кирове наблюдалось в 2002 и 2010 гг. Черемуховая моль формирует паутинные гнезда на листьях и ветвях, и со временем паутина может покрыть всю крону.

По нашим данным (Целищева, Ходырев, Шубин, 2008), в дендропарке г. Кирова среди растительных клещиков-галлообразователей встречено 14 видов: *Eriophyes padi* Nal., *E. tiliae* var. *liosoma* Nal., *E. tiliae* var. *rudis* Nal., *E. brevipunctatus* Nal., *E. goniothorax* var. *sorbeum* Nal., *E. salicinus* Nal., *E. triradiatus* Nal., *E. varius* Nal., *E. tetratrichus* Nal., *E. tetratrichus stenoporus* Nal., *E. rudis* Can., *E. macrochelus eriobius* Nal., *E. xylostei* Can., *Phyllocoptes magnirostris* Nal. Насекомые-галлообразователи представлены четырьмя видами тлей (*Colopha compressa* Koch, *Asiphum tremulae* L., *Chermes strobilabius* Katt., *Pineus cembrae* Chol.), четырьмя видами орехотворок (*Diplolepis guercus-folii* L., *Rhodites spinosissima* Giraud., *Rhodites rosarum* Gir., *Diplolepis longiventris* Hart.), ивовым ягодным пилильщиком (*Pontania viminalis* L.) и четырьмя видами галлиц (*Rhabdophaga rosaria* Low., *Contarinia populi* (Rübs.), *C. petioli* Kieff., *Wachtliella rosarum* (Hardy)).

На территории г. Кирова в августе 2010 г. проведена оценка повреждений листьев березы, рябины, клена, липы и осины в пяти парках: Александровский сад, Гагаринский парк, Дендропарк, Заречный парк, парк им. Кирова (Нестерова, Пестов, 2011). Сравнение фитопатогенного состояния древесных растений в разных парках проводилось по доле листьев, поврежденных отдельными группами повреждений, и на основе интегрального показателя «число повреждений на лист»  $U_i$ :

$$U_i = \frac{\sum n_i}{N} \quad \text{где } n_i - \text{число листьев в выборке поврежденных } i\text{-типом повреждения, } N - \text{общее число листьев в выборке.}$$

Наибольшее число типов повреждения листьев отмечено на берёзе бородавчатой (14), наименьшее – на клёне ясенелистном (7). Самыми характерными группами повреждения для всех пород являются поражения листогрызущими насекомыми (табл. 4). Доля листьев поврежденных краевыми и дыр-

чатыми погрызами изменялась от 11 до 38%. Листья осины сравнительно сильнее повреждаются скелетированием (вызваны листоедами рода *Phratora*). Активность листогрызущих насекомых в парках, расположенных в центре города (Александровский сад, Гагаринский парк, парк им. Кирова), была меньше по сравнению с дендропарком и Заречный парком, расположенными вне селитебной зоны города. Большинство пород (исключение клен) сильно повреждается сосущими насекомыми (тли и цикадки). Они питаются только внутренними соками растений. Поэтому избегают воздействия поллютантов, оседающих на поверхности листы. По нашим данным, активность сосущих насекомых увеличивается в центральных парках г. Кирова, что согласуется с данными литературы (Катаев и др., 1983; Голутвин, Селиховкин, 1984). Отмечено интенсивное повреждение рябины минирующими молями *Stigmella nylandriella* (Tengström) и *Stigmella sorbi* (Stainton). Исследованные породы по показателю числа поражения на лист можно выстроить в следующий убывающий ряд устойчивости к фитопатогенным организмам: рябина – липа – береза – осина – клен.

Таблица 4

**Доля поврежденных листьев (в%) древесных растений  
и «число повреждений на лист» ( $U_i$ ) в парковых насаждениях г. Кирова**

Группа повреждений	Берёза	Клён	Липа	Осина	Рябина
Галловые клещики	1,8	–	3,8	3,6	1,6
Минирование	1,4	–	12,2	8,2	77,2
Грубое объедание	0,2	–	1,6	1,0	0,2
Краевые погрызы	22,0	25,2	14,0	17,0	27,6
Скелетирование	3,6	5,8	9,6	23,8	11,0
Дырчатые погрызы	18,8	21,2	17,2	38,0	11,6
Паутинные гнезда	0,4	0,2	–	–	0,2
Свертывание листьев	1,2	–	0,6	–	0,2
Сосущие насекомые	36,6	7,2	33,2	27,6	45,4
Пятнистости	17,6	–	83,4	0,2	11,8
Хлорозы	8,6	0,4	2,4	2,0	2,2
Некрозы	5,6	1,4	1,0	8,8	6,2
Ржавчина	0,4	–	0,2	0,2	0,2
Парша	5,4	–	–	–	–
Повреждений на лист $U_i$	1,62	0,63	1,94	1,52	2,22

Показатель  $U_i$  может служить интегральной оценкой воздействия вредителей на растения. Наиболее сильно листья древесных растений повреждаются в парковых насаждениях на окраинах города: Заречном парке и дендропарке (табл. 5), что можно объяснить негативным влиянием аэротехногенного загрязнения на фитопатогенные организмы.



**Сравнительная оценка «числа поражения на лист» ( $U_i$ )  
древесных растений в парковых насаждениях г. Кирова**

Порода	Береза	Клен	Липа	Осина	Рябина
Александровский сад	0,95	0,54	1,91	1,39	2,13
Гагаринский парк	1,18	0,37	1,90	1,82	1,54
Дендропарк	1,28	0,64	2,18	1,61	2,38
Заречный парк	1,64	0,92	1,82	1,13	1,92
Парк им. Кирова	1,13	0,60	1,60	0,57	1,80
Среднее значение	1,62	0,63	1,94	1,35	2,12

Из стволовых вредителей леса в парках встречены короеды *Dryocoetes autographus* Ratz. и *Scolytus ratzeburji* Jans., усач *Monochamus urussovi* Fisch., долгоносик *Hylobius abietis* L., а также бабочки-стежляницы *Sesia apiformis* Clerk. На яблонях весной цветочные почки повреждает яблоневый цветоед (*Anthonomus pomorum* L.). Листьями ив питаются листоеды *Lochmaea caprea* L., *Phyllodecta vulgatissima* L. На березе закручивает листья березовый трубокверт (*Deporaus betulae* L.), поедает ее листья и хрущ майский восточный (*Melolontha hippocastani* F.), соками растений питаются клопы древесные щитники *Acanthosoma haemorrhoidale* L. и *Elasmotherus interstinctus* L.

Из насекомых, питающихся на травостое, на луговых участках парков обитают прямокрылые (*Decticus verrucivorus* L., *Tettigonia cantans* Fuess., *Roeselina roeseli* Hag., *Metrioptera brachyptera* L., *Chorthippus biguttulus* L., *Chrysochraon dispar* Germ.), цикадовые (*Lepyronia coleoptrata* L., *Cicadella viridis* L., *Handianus flavovarius* H.-S., *Centrotus cornutus* L.), клопы (*Stenodema calcarata* Fall., *Leptopterna dolabrata* L., *Coreus marginatus* L., *Adelphocoris annulicornis* Sahlb., *Aelia acuminata* L., *Dolycoris baccarum* L., *Eurydema oleracea* L. и др.). Из жуков-фитофагов многочисленны долгоносики (*Sitona suturalis* Steph., *Hypera arator* L., *Phyllobius argentatus* L.), семяеды (*Apion apricans* Hbst.), листоеды (*Galerica tanacetii* L., *Adoxus obscurus* L., *Cassida rubiginosa* Mull., *Lema lichenis* Voet.), щелкуны (*Prosternon tessellatum* L., *Selatosomus aeneus* L., *Agriotes lineatus* L.). Наибольшее волнение у людей вызывает «белый налет» на траве, появление которого в городе легко объяснимо массовым размножением летом крапивных червецов (*Orthezia urticae* L.), тело которых покрыто белыми или сероватыми восковыми пластинками.

На небольших полянах и луговых участках из опылителей растений отмечены мухи-журчалки (*Sphaerophoria rueppelli* Wd., *Sphaerophoria scripta* L.), пчелиные (шмели: *Bombus lucorum* L., *B. pascuorum* (Scop.), *B. hypnorum* L., *B. distiguendus* F., *B. bobemicus* Seidl., пчелы: *Apis mellifera* L., *Eucera longicornis* L., жуки-усачи (*Strangalia melanura* L., *S. quadrifasciata* L., *Lepturobosca virens* L.), пластинчатоусые жуки (*Oxythyrea funesta* Poda, *Trichius fasciatus* L., *Hoplia parvula* Kryn, *Cetonia aurata* L.). В парках и садах г. Кирова из отряда Чешуекрылые наиболее часто встречаются крапивница (*Vanessa urticae* L.), лимонница (*Gonopteryx rhamni* L.), репница (*Pieris rapae* L.), брюквенница (*P. napi* L.), цветочный глазок (*Aphantopus hyperantus* L.). В последние годы часто можно увидеть репейницу (*Vanessa cardui* L.) и махаона (*Papilio machaon* L.).

Энтомофагами в черте города являются жуки-стафилины, жужелицы, божьи коровки, мягкотелки, малашки. К хищным видам относятся сетчатокрылые (*Chrysopa perla* L., *C. adspersa* Wsm., *Micromus paganus* L., *M. angulatus* St.). Среди двукрылых наиболее часто встречаются ктыри (*Leptogaster cylindrica* Deg., *Pamponeurus germanicus* L.) и мухи-журчалки (*Dasysyrphus venustus* Mg., *Syrphus ribesii* L., *Melanostoma mellinum* L.). Хищные клопы представлены *Nabis brevis* Scholz., *Zicrona coerulea* L. и др. Вблизи водоемов встречаются стрекозы (*Lestes sponsa* Hansemann, *Libellula quadrimaculata* L., *Sympetrum flaveolum* L., *Coenagrion concinnum* L.). На лесных опушках парков обитают обыкновенный (*Araneus diadematus* Clerck) и глазчатый (*Larinioides patagiatus* Clerck) крестовики, тенетник *Neriere montana* Clerck, на сухих полянах обычен паук-волк *Trochosa ruricola* (Deg.). На цветущих травянистых растениях подкарауливают добычу пауки-бокоходы *Misumena vatia* (Clerck) и *Xysticus luctuosus* Blackwall. На лугах и по берегам водоема встречаются *Pachygnatha degeeri* Sundevall и *Xysticus ulmi* Hahn (Целищева, Ходырев, Шубин, 2008). Особенности фауны насекомых парков г. Кирова является присутствие видов, характерных для антропогенных ландшафтов, таких, как колорадский жук (*Leptinotarsa decemlineata* Say), жужелиц *Pterostichus melanarius* Ill. и *Carabus cancellatus* Ill., бабочек-белянок *Pieris brassicae* L., *P. rapae* L., *P. napi* L. Один западноевропейский вид жужелиц – *Carabus nemoralis* Müll. – был случайно завезен с посадочным материалом в Кировскую область и встречается сейчас только в парках города Кирова.

Вновь создаваемые зеленые насаждения заселяются в первую очередь за счет миграций из соседних местообитаний. Большое значение для некоторых видов имеет завоз с посадочным материалом, землей, удобрениями и т. п. (Земкова, Анпилогова, 1987). При этом наибольшее число видов насекомых связано с растениями местной флоры. Многие интродуценты в первые десятилетия насекомыми практически не заселяются. В дальнейшем фауна интродуцентов формируется на основе местных видов.

### Водная фауна

Гидробиологические исследования экологической направленности реки Вятка и ее притоков: Люльченка, Хлыновка и Мостовица – в черте г. Кирова проводились с начала 1980-х гг. Наибольшим видовым разнообразием характеризуется зообентос р. Вятки – 96 видов, р. Хлыновка – 37, Мостовица и Люльченка 19 и 13 видов соответственно. Фаунистический список этих рек насчитывает на сегодняшний день порядка 145 видов зообентоса, относящихся к четырем типам – Кишечнополостные, Кольчатые черви, Моллюски и Членистоногие. Среди членистоногих наиболее богатыми по таксономическому составу являются отряды Diptera (23 вида), Trichoptera (20 видов) и Ephemeroptera (19 видов).

В целом список пресноводных беспозвоночных животных Кировской области дополнен 17 видами из шести отрядов: отряд Naidomorpha – *Chaetogaster* sp., *Lumbriculus variegates* (Müll); отряд Ephemeroptera – *Brachycercus pallidus*,

*Ephemera danica* Müll, *Ephemerella mucronata* (Bengtsson), *Arthroplea congener* Bengtsson, *Palingenia sublongicaudo* Tshernova, *Polymitarcus virgo* (Olivier), *Siphonurus lacustris* (Eaton); отряд Heteroptera – *Aphelocheirus aestivalis* (F.); отряд Coleoptera – *Copelatus haemorrhoidalis* (F.), *Graptodytes* sp. отряд Trichoptera – *Apatania muliebris* McLachlan, *Limnophilus politus* McLachlan; отряд Diptera – *Einfeldia longipes* (Staeger), *Lauterborniella agrayloides* (Kieffer), *Parachironomus* sp.

Мейобентос городских водоемов и его роль в их самоочищении и восстановлении до сих пор остаются слабоизученными. Таксономический анализ проб зообентоса городских водоемов показал, что наиболее богатым отрядом по видовому разнообразию являются поденки, представленные 19 видами, 14 родами, 10 семействами. Из отряда Гидры (Hydrida) в р. Вятке обнаружен только один вид – гидра стебельчатая (*Pelmatohydra oligactis* Pallas).

По экологической классификации пресноводных нематод (Гагарин, 1993), обнаруженные нами виды нематод относятся к трем экологическим группам: гидробионты – 61%, амфибионты – 33,8%, эдафобионты – 5%.

Эколого-фаунистические исследования свободноживущих водных нематод р. Вятки в окрестностях г. Кирова велись в 1991, 1994, 1995, 2006 гг. Сбор материала осуществлялся по стандартной в гидробиологии методике (Методические рекомендации..., 1983). Всего обнаружено 36 видов нематод, относящихся к 23 родам, 12 семействам, 7 отрядам. Среди них десять оказались новыми для фауны пресноводных нематод бассейна р. Вятки. Процентное соотношение видов по отрядам (см. рис. 3) показывает, что ведущими в формировании фауны нематод реки являются виды из отрядов эноплида, монхистериды, ареолаймида и дорилаймида.

Общими для всех обследованных станций на р. Вятке являются представители родов *Tobrilus*, *Monhystera*, и *Dorylaimus*. Часто встречаются *Tobrilus helveticus* (Hoffmanner), который зарегистрирован в 56% проб, а также *Tobrilus gracilis* (Bastain), *Dorylaimus stagnalis* Dujardin, и *Monhystera stagnalis* Bastain. По данным наших исследований, среди трофических групп нематод преобладают хищники, которые составляют 63,2% от средней численности нематод. Это свидетельствует о сбалансированном потоке биогенных веществ на локальных участках водных экосистем.

В возрастной структуре популяций нематод р. Вятки преобладают половозрелые особи (64,2%). Доля личинок составляет 35,8%. Соотношение самцов и самок представлено пропорцией 1:6. Полово-возрастная структура наиболее массовых родов нематод значительно отличается. У родов *Monhystera* и *Mononchus* взрослые особи представлены только самками. Максимальная доля личинок отмечена у рода *Dorylaimus* (табл. 6).

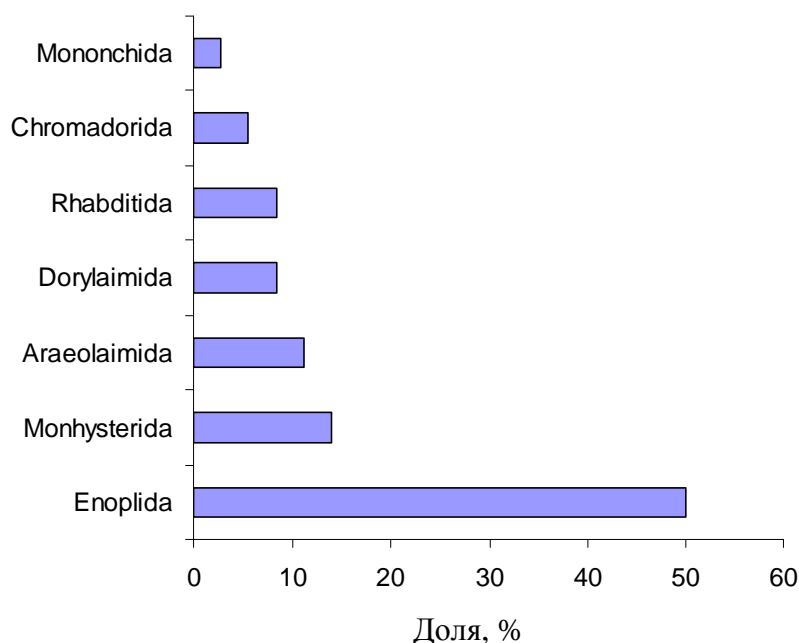


Рис. 3. Соотношение видов в отрядах нематод бассейна р. Вятки

Таблица 6

**Половозрастная структура (в%) популяций нематод р. Вятки в окрестностях г. Кирова**

Род	Личинки	Самки	Самцы
<i>Monhystera</i>	27	73	Не обнаружены
<i>Tobrilus</i>	25	65	10
<i>Dorylaimus</i>	67	17	16
<i>Mononchus</i>	23	77	Не обнаружены
Нематоды в целом	35.8	55.2	9

Реки Вятка и Мостовица в окрестности города по биоиндикации зообентоса соответствует третьему классу качества воды и относится к умеренно загрязненным ( $\beta$ -мезосапробным) водоемам, реки Хлыновка и Люльченка в черте города соответствуют загрязненным ( $\alpha$ -мезосапробным) водоемам с четвертым классом качества воды. К загрязненным водотокам следует отнести реки Хлыновка и Люльченка, что объясняется наличием стоков ливневой канализации и влиянием промышленных предприятий, по прилегающим территориям которых проходят русла этих рек.

**Позвоночные урбоценозов**

В Кирове за последние десятилетия в границах города зарегистрировано 226 видов позвоночных животных, в том числе 32 вида рыб, семь видов земноводных, четыре вида пресмыкающихся, 150 видов птиц, 33 вида млекопитающих (Злобин, Плесский, 1978; Сотников, Двинских, 2005; Сотников, 1999, 2002, 2006, 2008).

Ихтиофауна г. Кирова обусловлена положением водоемов в пределах Каспийского бассейна. Все типы водоемов населяют плотва, язь, жерех, верховка, уклейка, густера, лещ, синец, шиповка, щука, окунь, ерш, налим, голец. Только в проточных водоемах (реках, ручьях) живут стерлядь, речной голянь, голавль, елец, пескари, быстрянка, сазан, сом. Обитатели преимущественно проточных водоемов, заходящие по протокам из реки в старицы, – чехонь, берш, сопа, судак, подуст. Обитатели слабопроточных и непроточных водоемов – это линь, вьюн, серебряный и золотой караси (Энциклопедия..., 1997). По данным Регионального доклада ... за 2004 г., в уловах рыболовов-любителей из р. Вятки преобладает щука, судак, жерех – 70%, лещ, плотва, язь – 25%, чехонь – 5%; а в уловах рыбозаготовителей лещ составляет 51,12%, сопа – 17,53%, чехонь – 14,94%, щука – 4,11%, жерех – 3,58%, язь – 3,27%, судак – 2,09%, плотва – 1,92%, доля остальных видов не превышает 1%. Амфибий в парках и скверах обитают остромордая и травяная лягушки и жаба обыкновенная. В небольших прудах и озерах встречаются гребенчатый и обыкновенный тритоны и прудовая и озерная лягушки. В городе амфибии гибнут на автомобильных дорогах, особенно часто в период миграций весной – к местам размножения, и осенью – к местам зимовок. Например, участок дороги, соединивший объездную автомобильную трассу Киров – Слободской с новым мостом через р. Вятку около сл. Филейка, стал препятствием на путях миграций амфибий в 2005 г. В период перемещения на зимовку в колодцах водоотвода трассы в 2005 и 2006 гг. было обнаружено более тысячи особей травяных и остромордых лягушек, серых жаб, гребенчатых тритонов. При этом смертность их составляла от 4,5 до 8,5% (Фролова, Тарасова, 2007).

Рептилии представлены прыткой и живородящей ящерицами, встречающимися на сухих прогреваемых участках парков, склонов оврагов. По берегам р. Вятки и старичных озер можно встретить ужа, изредка в дворовые и парковые территории проникает гадюка.

Большим разнообразием характеризуется орнитофауна города, которая насчитывает около 150 видов – представителей 13 отрядов (Сотников, 1999, 2002, 2006, 2008). Однако большинство видов в этом списке представлено мигрантами, часть которых иногда останавливается и задерживается в пределах городской черты в разных местах в соответствии с используемыми ими местообитаниями, которые в городе чрезвычайно многообразны.

Среди птиц, приспособившихся жить в городских экосистемах, можно выделить две группы. Первая группа включает виды, наиболее тесно сжившиеся с человеком, привлекаемые в поселения строениями и сооружениями как местом для гнездования. Сюда относятся домовый и полевой воробьи, деревенская и городская ласточки, стриж, галка, скворец, сизый голубь. Все они чаще гнездятся в сооружениях человека, чем в естественных условиях. Можно еще отметить трясогузку белую и каменку. Большинство этих птиц кормится на открытых пространствах – полях, лугах. Эти виды преобладают в урбоценозах. Численность их сильно изменяется, зависит, главным образом, от комплекса антропогенных воздействий в период размножения и воспитания птенцов.

Вторая группа представлена видами, которые связаны с поселениями человека постольку, поскольку здесь имеется древесная растительность; в ней они находят достаточное количество пищи и удобные места для гнездования. К ним относятся дрозд-рябинник, зяблик, горихвостка, большая синица, серая и садовая славки, пеночка-весничка, мухоловка-пеструшка, зеленушка, коноплянка, чечевица, щегол, сорокопут-жулан и др. Большинство этих птиц кормятся в кронах деревьев и кустарников. Состояние численности этих видов находится в прямой зависимости от числа пригодных для гнездования мест, а ими для большинства видов служат, в первую очередь, заросли кустарников, площадь которых постоянно сокращается. В лесопарках обычны такие гнездящиеся лесные обитатели, как большой и малый пестрые дятлы, желна, обыкновенная кукушка, буроголовая гаичка, пищуха, поползень, зарянка, желтоголовый королек, клест-еловик и др.

В летний период в селитебной зоне города наиболее типичными видами являются воробьи, сизые голуби, стрижи, галки, ласточки, грачи, в а районах малоэтажной застройки также скворцы. Около водоемов обычны речная крачка, чайки, краквя, малый зук, перевозчик, а на лугах – чибис, коростель, желтоголовая трясогузка, из хищных птиц – коршун и канюк. В зимнее время кроме воробьев, сизых голубей, серых ворон и галок, обычны сорока, ворон, привлеченные обилием доступной пищей, а также большая синица, снегири, свиристели. Зимой в городе появляются ястребы и даже очень редкий сапсан, они охотятся на многочисленных голубей и воробьев (Энциклопедия..., 1997).

Анализ структуры, поведения и динамики птичьего населения большого города проделан К. Н. Благосклоновым (1981). Он отмечает, что появляются городские расы птиц, у которых по сравнению с их исходными формами меняются и питание, и гнездостроительные инстинкты, и все поведение: перелетные птицы становятся оседлыми, устраивают свои гнезда в самых неожиданных местах, из самых разнообразных материалов (исходя из возможностей местной промышленности), хищники становятся санитарями (мусорщиками), санитары – хищниками и т. д. Так, и в городе Кирове краквы в последние несколько лет не улетают на юг, они остаются на зимовку на прудах у диорамы и на реке Хлыновке. Сороки строят гнезда из алюминиевой проволоки. Комфортно себя чувствуют в городе совы, питаюсь мышами и крысами. В городской среде птицы находят многочисленные убежища, которые позволяют избежать неблагоприятного влияния изменений погодно-климатических условий. Концентрирующиеся вокруг антропогенных ландшафтов стаи грачей и ворон активно разоряют гнезда певчих и водоплавающих птиц. Фауна птиц обитающих в г. Кирове насчитывает более 33 видов (Злобин, Плесский, 1978), из которых большинство отмечается, главным образом, во время их проникновения в пределы городской черты в разные сезоны года в периоды миграций, кочевок (весенние паводки, пожары, бескормица и др.), заходов (залетов), завоза населением. Наиболее высокая численность свойственна грызунам и насекомоядным. Исключительно велика роль домовая мышь и серой крысы. В парковой зоне города обычным обитателем стала белка, в водоемах – ондатра. По данным Управления охраны и использования животного

мира Кировской области, в охотничьих угодьях сел Бахта, Русское и поселка Лянгасово, находящихся в границах города, постоянно обитают 534 ондатры, 157 бобров, 73 норки и две выдры (Коробова, 2011). Часто на территорию города заходят лоси.

Для ряда групп можно полагать сдерживающим фактором конкуренцию со стороны синантропов (например, крысы могут сдерживать появление полевых грызунов, кошки и собаки – хищников типа куницы и ласки). Вообще, стаи бродячих собак в последние годы представляют значительную угрозу для обитателей пригородных лесов и городских парков. Наконец, сам человек – очень сильное препятствие для поселения ряда видов млекопитающих.

### Редкие виды

В городе Кирове было отмечено 27 видов животных, внесенных в Красную книгу Кировской области (2001), из них рыбы представлены 3 видами, птицы – 17 видами, насекомые – 7 видами (табл. 7).

Таблица 7

Редкие виды животных, занесенные в Красные книги Российской Федерации и Кировской области, обнаруженные на территории г. Кирова

Вид	Категория	
	Красная книга РФ (2001)	Красная книга Кировской области (2001)
<b>Рыбы</b>		
<i>Alburnoides bipunctatus</i> Berg, 1924 – Быстрянка		II
<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758) – Подуст		II
<i>Sander volgensis</i> (Gmelin, 1789) – Берш		II
<b>Птицы</b>		
<i>Podiceps nigricollis</i> C.L. Brehm, 1831 – Поганка черношейная		III
<i>Podiceps auritis</i> (Linnaeus, 1758) – Поганка красношейная		III
<i>Podiceps cristatus</i> (Linnaeus, 1758) – Поганка большая		III
<i>Botaurus stellatus</i> (Linnaeus, 1758) – Выпь большая		III
<i>Ardea cinerea</i> Linnaeus, 1758 – Цапля серая		III
<i>Cyngus olor</i> (Gmelin, 1789) – Лебедь-шипун		IV
<i>Aquila clanga</i> Pallas, 1811 – Подорлик большой		II
<i>Falco peregrinus</i> Tunstall, 1771 – Сапсан	II	I
<i>Falco rusticolus</i> Linnaeus, 1758 – Кречет		I
<i>Haematopus ostralegus</i> Linnaeus, 1758 – Кулик-сорока	III	II
<i>Sterna albifrons</i> Pallas, 1764 – Крачка малая	II	II
<i>Streptopelia decaocto</i> (Frigvaldszky, 1838) – Кольчатая горлица		IV
<i>Bubo bubo</i> (Linnaeus, 1758) – Филин	II	II
<i>Strix aluco</i> Linnaeus, 1758 – Неясыть серая		II
<i>Strix nebulosa</i> J. R. Forster, 1772 – Неясыть бородатая		III
<i>Strix uralensis</i> Pallas, 1771 – Неясыть длиннохвостая		III
<i>Alcedo atthis</i> (Linnaeus, 1758) – Зимородок обыкновенный		III

Вид	Категория	
	Красная книга РФ (2001)	Красная книга Кировской области (2001)
<b>Насекомые</b>		
<i>Carabus menetriesi</i> Faldermann, 1827 – Жужелица Менетриэ	II	III
<i>Parnasius apollo</i> (Linnaeus, 1758) – Аполлон	II	II
<i>Iphiclides podalirius</i> (Linnaeus, 1758) – Подалирий		III
<i>Orussus abietinus</i> (Scopoli, 1763) – Оруссус паразитический	II	III
<i>Halictus quadricinctus</i> (Fabricius, 1776) – Галикт четырехполосый		III
<i>Xylocopa valga</i> (Gerstaecker, 1872) – Пчела-плотник	II	III
<i>Bombus serrisquama</i> F. Morawitz, 1888 – Шмель пластинчатозубый		III

Таким образом, **животный мир** города представляет собой весьма существенный компонент санитарной и эмоциональной среды человека, поэтому элементы стихийности в его формировании должны быть сведены до минимума. Нужна определенная научно обоснованная система биотехнических мероприятий для достижения гармонии в отношениях городского человека с его «зоологическим окружением».

Процесс заселения городов животными будет продолжаться и далее. Для формирования полноценной городской экосистемы существуют некоторые ограничения, такие, как состояние почв и растительности. Для создания устойчивого городского биоценоза необходимы все компоненты экосистемы, поскольку обильные антропогенные источники пищи не могут полностью заменить естественный спектр кормов. Для проектируемых экологически устойчивых городов очень важны виды, проникающие в город из окрестных биоценозов. Планировать насаждения необходимо таким образом, чтобы максимальное число видов могло освоить город.

При озеленении городов рекомендуется создавать сложные, многоярусные, многовидовые растительные сообщества на основе видов местной флоры (Игнатьева, 1988), это должно способствовать формированию богатых видами комплексов насекомых. Благодаря высокому разнообразию энтомокомплексов регулируется численность видов, способных давать вспышки численности и наносить вред зеленым насаждениям. Многие интродуценты в первые десятилетия насекомыми практически не заселяются, в дальнейшем фауна интродуцентов формируется на основе местных видов. Необходимы меры по упорядочению пешеходного и ограничению автомобильного движения во избежание вытаптывания и разрушения озеленения в условиях города. В районах жилой застройки и в промышленной зоне необходима рекультивация заброшенных территорий, т. е. восстановление или создание газонных систем, скверов, парков, лесополос.

Нежелательными спутниками людских поселений следует считать виды, паразитирующие на человеке и его хозяйстве. В связи с тем что в передаче возбудителей от животных человеку часто участвуют членистоногие (таежный



клещ, блохи и др.), важную роль в профилактике этих зоонозов призваны сыграть дезинсекционные мероприятия. Для регулирования численности крыс и мышей необходимо проведение дератизации. Улучшение санитарно-бытовых условий населения может привести к снижению численности синантропных насекомых – тараканов, мух и др. Необходимо решать проблемы бездомных и потерянных домашних животных в городе, создавая приюты для их временного содержания, а также отводить места для выгула собак.

## ГЛАВА 4. ОСОБЕННОСТИ ГОРОДСКИХ ПОЧВ

### Введение

Городские почвы – это антропогенно-измененные почвы, имеющие созданный в результате человеческой деятельности поверхностный слой мощностью более 50 см, полученный перемешиванием, насыпанием, погребением или загрязнением материала урбаногенного происхождения (Герасимова и др., 2003). В процессе образования и функционирования почв антропогенный фактор становится ведущим. Другие факторы почвообразования приобретают специфические черты: городской микроклимат соответствует климату территории, расположенной на 200–300 км южнее, рельеф в городах – более выровненный, растительность – более южного облика с закономерным уменьшением числа видов от окраин к центру, почвообразующие и подстилающие породы представлены естественными субстратами, намывными и насыпными грунтами, культурным слоем (Герасимова и др., 2003; Кавсарова, Физанцева, 1986) химической и биологической деградации.

Физическая и механическая деградация заключается в нарушении целостности почвенного покрова, перекрытии природных почв привозными грунтами, асфальтом, бетоном, шлаками, захламлении поверхности, уплотнении почв, подтоплении и активизации экзогенных геологических процессов: эрозии, денудации, оползневых, карстово-суффозионных явлений, изменении температурного и водного режима. Химическая деградация вызвана поступлением на почву и в ее толщу разнообразных промышленных и транспортных выбросов, промышленных и бытовых отходов, подтоплением загрязненными грунтовыми водами, использованием противогололедных веществ и другими причинами. Она проявляется в загрязнении почв и изменении их физико-химических свойств. Биологическая деградация обусловлена всеми перечисленными выше факторами и проявляется в сокращении разнообразия почвенных микроорганизмов, в изменении состава, численности и структуры микрофлоры, возрастании доли патогенных микроорганизмов. Наряду с деградированными почвами в городах сохраняются островки естественности почв России» (2004) некоторые характерные для городов субстраты рассматриваются в разделах «Антропогенно-преобразованные почвы, формирующиеся во всех ствoлах» и «Систематика техногенных поверхностных образований», но более детально вопросы классификации городских почв отражены в работах М. Н. Строгановой с соавторами (Строганова, Агаркова, 1992, Строганова и др., 1997). Все поверхностные тела городских территорий разделены на две большие группы – открытые незапечатанные и закрытые запечатанные территории. Последние находятся под асфальтобетоном и другими покрытиями и включают «экраноземы» и запечатанные грунты. Открытые территории заняты естественными ненарушенными почвами, естественно-антропогенными поверхностно-преобразованными (естественно-нарушенными), антропогенными глубоко преобразованными почва-

ми – урбаноземами и искусственно созданными – техноземами. На открытых территориях также представлены намывные, насыпные, перемешанные, техногенные и природные грунты.

Естественно-нарушенные почвы – урбо-почвы сочетают горизонт «урбик» мощностью менее 50 см, ненарушенную нижнюю и среднюю части профиля.

В урбаноземах мощность горизонта «урбик» превышает 50 см, почвы формируются на культурном слое, на насыпных грунтах. Урбаноземы включают почвы городских садов, старых огородов – культуроземы, почвы городских кладбищ – некроземы, промышленно-коммунальных зон – индустриземы и загрязненные нефтепродуктами интруземы.

В составе почвоподобных техноземов выделяют реплантоземы (почвы газонов, созданных на поверхности рекультивированной породы) и конструктороземы, горизонты которых сконструированы по подобию природных почв. Свойства городских почв отличаются от зональных почвенных типов по всем показателям. Морфологические особенности заключаются в повышенной щебнистости профиля, карбонатности, бесструктурности и переуплотненности почвенной массы. Физико-химические свойства почв характеризуются пониженной почвенной кислотностью, более высоким содержанием органического вещества и насыщенностью почв основаниями, обогащенностью элементами питания растений: азотом, фосфором и калием, загрязненностью ТМ (особенно Pb, Cu, Zn, Cd, Ni), мышьяком, пестицидами, хлорорганическими соединениями, нефтепродуктами и другими токсикантами. Существенный сдвиг рН, достигающий 2 единиц в сторону подщелачивания (Хахимов и др., 1998), влияет на поведение загрязняющих веществ.

Территория г. Кирова находится на границе физико-географических районов: песчаной низины левобережья средней Вятки и центральной части Вятского увала, входящих, соответственно, в Вятско-Ветлужский и Вятско-Чепецкий физико-географические округа. Согласно схеме геоморфологического районирования территория города входит в пояс полесий и ополей, протянувшийся с северо-востока на юго-запад (Природа Кировской области, 1966; Кузницын, 1997). В районе г. Кирова пояс полесий пересекается с размытой северной частью Вятского Увала. К западу от города по левому берегу р. Вятки тянется Кировская (Средневятская) низменность. Основная часть города расположена на левом коренном берегу р. Вятки. Максимальные высоты местности в городской черте достигают 170–180 м.

Территория города находится на западном крыле Вятского вала, сложенного верхнепермскими породами преимущественно татарского яруса, перекрывающими породы казанского яруса и отличающимися пестрой окраской: красноцветная толща глин, песчаников, мергелей переслаивается с небольшими по мощности прослоями серых известняков. На плоских водоразделах образуются элювиальные отложения мощностью до 2,5 м. В долине р. Вятки развиты аллювиальные отложения песчано-глинистого состава, которыми сложена поверхность заречной части города на правом берегу р. Вятки, а также участки поймы на левом берегу.

Площадь города составляет 757 км<sup>2</sup> (Город Киров, 2009). Согласно схеме почвенно-географического районирования (Охорзин, 2008), учитывающей структуру почвенного покрова, территория г. Кирова и его пригородов входит в округ пятнисто-линейных разреженно-древовидных сочетаний-мозаик дерново-подзолистых и дерново-карбонатных почв с песчаными и супесчаными подзолистыми, подзолисто-болотными и болотными почвами северных отрогов Вятского Увала. Значительные территории в городе закрыты, запечатаны искусственными покрытиями. Нарушенные открытые почвы представлены урбо-почвами, урбаноземами и техноземами. Ненарушенные почвы сохранились на окраинах города в лесопарковых зонах, агропочвы представлены на опытном поле Вятской государственной сельскохозяйственной академии, на полях НИИСХ Северо-Востока. Разнообразие ландшафтов, почвообразующих пород обуславливает широкий спектр типов ненарушенных почв. На элювии коренных пород распространены различные виды дерново-карбонатных и дерново-подзолистых почв, в понижениях – дерновые оглеенные почвы, на водноледниковых песках и супесях сформировались подзолистые почвы и подзолы, в пойме реки Вятки и ее притоков – аллювиальные почвы, в оврагах – овражно-балочные и дерновые намывные почвы (Тюлин, 1976). На городских окраинах и в ближайших пригородах ареалы ненарушенных почв чередуются с агропочвами садовых товариществ, овощеводческих хозяйств, с почвами рекультивированных и функционирующих полигонов бытовых и промышленных отходов.

#### **4.1. ВЛИЯНИЕ ПОЛИГОНОВ ПРОМЫШЛЕННЫХ ОТХОДОВ НА СОСТОЯНИЕ ПОЧВ И ПОДЗЕМНЫХ ВОД**

Современный город является источником загрязнения окружающей среды промышленными отходами. Вокруг города формируется особая зона, в которой сосредоточены полигоны отходов производств, размещенных в городской черте и за ее пределами. В г. Кирове нами исследовались почвы и подземные воды в местах размещения отходов завода по обработке цветных металлов, шинного завода, кожевенно-обувного предприятия «Баско». Эти предприятия относятся к разным отраслям промышленности, отходы и продукты их трансформации в окружающей среде весьма специфичны и разнообразны. На северо-западной окраине г. Кирова с 1975 г. функционировал шламо-накопитель завода по обработке цветных металлов (ОАО «КЗОЦМ»), куда складировался шлам, образующийся при нейтрализации известковым молоком сточных вод предприятия. Часть территории шламонакопителя попадает в водоохранную зону р. Вятки. В 300 м севернее располагаются очистные сооружения г. Кирова, с запада и востока – жилые кварталы, южнее – заброшенные уголья ОАО «Красногорский». На обследуемой территории распространены дерново-карбонатные почвы, приуроченные к выходам коренных верхнепермских глин с прослоями известняков. Почвы характеризуются следующими свойствами: тяжелым гранулометрическим составом, нейтральной или слабощелочной реакцией, относительно высоким содержанием гумуса. Почвенный покров тер-

ритории сильно нарушен земляными работами. Почвы на дамбе шламонакопителя и на прилегающих к ней участках искусственного происхождения. Они тяжелосуглинистые, в нижней части – щебнистые. Щебень – карбонатный (Дабх, Лемешко, 2007).

Основными компонентами шлама являются металлы: кальций, медь, цинк, магний, железо, алюминий, марганец, калий, никель, титан, олово, свинец, хром, барий, стронций. В небольших количествах присутствуют токсичные элементы: кадмий, мышьяк, ртуть.

Шламонакопитель оказывает влияние на почвы окружающей территории. Основные пути распространения загрязняющих веществ – это эоловый перенос частиц с территории шламонакопителя и поступление их в почвы при движении автотранспорта.

Почвы Кировской области характеризуются низким содержанием микроэлементов (Лукоянов, 1973, Шихова, Егошина, 2004). И на фоновых, и на контрольных участках в районе шламонакопителя концентрации ТМ, многие из которых являются микроэлементами, невысокие. В почвах вокруг шламонакопителя валовое содержание меди не превышает 1,5 ПДК, Zn – 1ПДК, Ni – 1,2ПДК, Cd – на уровне ПДК (ГН 2.1.7.2042-06, ГН 2.1.7.2041-06), довольно много хрома. При отсутствии норматива сравнение с фоновой концентрацией позволяет выявить на некоторых участках превышение содержания хрома в 2 раза (Эколого-геохимическая карта..., 1996). Коэффициент техногенного загрязнения почв составляет 8,5, что соответствует низкому уровню загрязнения. При этом в почвах с небольшими превышениями валовых количеств металлов (по сравнению с ОДК и фоновыми значениями) и низким уровне загрязнения отмечается высокое содержание их подвижных форм, причем на загрязненных участках доля подвижных соединений ТМ от общего их количества возрастает по мере увеличения степени загрязнения. Например, на незагрязненных участках в окрестностях шламонакопителя на подвижные соединения Cu приходится 2–5% от их валовых концентраций, а на загрязненной территории эти соотношения возрастают до 9–60%. Содержание подвижных соединений Cu варьирует в широких пределах от 2 до 25 ПДК, Zn – до 3 ПДК, Ni – на уровне ПДК. Увеличение подвижности металла сопровождается возрастающей миграцией его в растения. По данным Шиховой и Егошиной (2004), содержание Cu в их фитомассе – 40,23 мг/кг по сравнению с 16,42 мг/кг сухого вещества – на незагрязненных территориях. Концентрации Zn – 44,01 мг/кг (фон 28,74), Ni – 2,03 мг/кг – близки к фоновым показателям, Cd – 0,97 мг/кг (в 3 раза выше, чем в незагрязненных местах).

Таким образом, загрязнение почв на северо-западе от селитебной территории г. Кирова, обусловленное влиянием шламонакопителя завода ОЦМ, носит локальный характер, уровень техногенного загрязнения низкий и в условиях природного дефицита микроэлементов в почвах не вызывает существенных изменений в состоянии природного комплекса.

Результаты исследования подземных вод показали, что первым от поверхности водоносным горизонтом является юрпаловский горизонт, кровля которого залегает на глубине 12 метров. Водовмещающими породами являются

мергели. Пьезометрический уклон водоносного горизонта в месте размещения шламонакопителя составляет 0,022. Подземные воды гидрокарбонатные кальциево-магниевые и магниевые-кальциевые.

Нижележащие водоносные горизонты на прилегающей территории являются источниками централизованного и децентрализованного хозяйственно-питьевого водоснабжения ближайших населенных пунктов. Эксплуатируется котельничский водоносный горизонт, кровля которого залегает на глубине от 35 до 60 м. Эксплуатация осуществляется одиночными водозаборными скважинами. Качество извлекаемых подземных вод для хозяйственно-питьевого водоснабжения, в основном, соответствует гигиеническим требованиям. В двух скважинах в разные годы отмечается повышение содержания железа. В скважинах периодически отмечаются превышения ПДК (ГН 2.1.5.1315-03) по свинцу, кадмию, никелю, хрому, особенно в весенний период. Однако эти превышения не носят системного характера, незначительны по величине и в условиях комплексного загрязнения от нескольких источников не позволяют связать их именно со шламонакопителем ОЦМ. В пределах городской черты на северной окраине микрорайона Коминтерновский расположен полигон твердых бытовых отходов АО «Баско». На нем складировались отходы кожевенно-обувного производства, бытовые отходы с включением металла, древесины, строительного мусора. Полигон расположен на первой надпойменной террасе, сложенной древнеаллювиальными песками. Под сосновым лесом здесь распространены типичные подзолистые почвы песчаного и супесчаного состава, местами заболоченные, на вырубках под влиянием травянистой растительности формируется дерновый горизонт и почвы трансформируются в дерново-подзолистые. Территория полигона рекультивирована в конце 90-х гг. В настоящее время она представляет собой площадку с выраженным мелкобугорковым микрорельефом, зарастающую сорной травой и кустарником. Естественными границами ее являются дренажные каналы, которые через систему дренажных труб отводят в ямы привозного грунта местами осел и уплотнился. В настоящее время для него характерны следующие черты: он черный, легкосуглинистый, бесструктурный, со множеством включений, отличается от окружающих почв щелочной реакцией (рН 7,5) и высоким содержанием ТМ. По своим свойствам этот слой полностью соответствует горизонту «урбик» – диагностическому горизонту городских почв (Строганова и др., 1997). В смешанных образцах, отобранных с глубин 0–5 см и 5–20 см, концентрации ТМ сходные, несмотря на морфологическую неоднородность горизонта, связанную с обособлением дернины. Содержание подвижного Zn достигает 2000 мг/кг (при ПДК – 23,0), Cu – 88 мг/кг (ПДК 3,0), Pb – 160 мг/кг (ПДК 6,0), Cr – 14 мг/кг (ПДК 6,0), валового Cd – 1,6 мг/кг (ПДК 0,5).

Песчаный гранулометрический состав пород и близкое залегание грунтовых вод (от 0,4 до 1,82 м) способствуют загрязнению их инфильтратом. И в поверхностных и в подземных водах, вскрытых наблюдательными скважинами, отмечено многократное превышение ПДК железа, цинка, хрома, свинца, нефтепродуктов, фенолов, хлорид-иона, аммония. Выше допустимых значений пока-

затели ХПК, БПК, содержание сухого остатка. В водозаборных скважинах, эксплуатирующих верхнепермский водоносный горизонт, залегающий на глубине 40–60 м, качество воды отвечает всем санитарным требованиям, так как аргиллитоподобные глинистые породы защищают их от воздействия поверхностных источников загрязнения.

В пригороде г. Кирова с 1988 г. функционирует полигон промышленных отходов ОАО «Шинный комплекс «Амтел-Поволжье». Он занимает часть площади выработанного песчано-гравийного карьера в урочище «Дресва». В составе складированных отходов содержатся вулканизированные выпрессовки от покрышек, техуглерод и ингредиенты (каолин обогащенный, белая сажа, модификатор РУ, полиэтилен низкого давления, сера молотая, магнезия жженая, белила цинковые, гуанид Ф, А-нитрозодифениламин, ангидрид фталевый, тиазол 2МБС, каптакс, сульфенамид Ц, сульфенамид М, ацетонанил Р, диафен ФН), обрезиненный металлокорд, буфер покрышек, тара, полиэтиленовая пленка, отработанные лампы ртутные и люминесцентные, нефтепродукты, производственный мусор и др. На полигон также вывозились отходы комбината искусственных кож. Территория полигона обнесена забором из колючей проволоки. Отходы, складированные в предыдущие годы, в соответствии с проектом изолированы слоем грунта. Территория, прилегающая к полигону, неравномерно изрыта за счет беспорядочной добычи песчано-гравийной смеси. Почвенный покров нарушен. За пределами полигона на песках формируются примитивные дерновые почвы, которые согласно систематике, разработанной М. Н. Строгановой с соавторами (1997), относятся к природным почвам с признаками урбогенеза.

В смешанных образцах почв, отобранных непосредственно у ограждения полигона с южной стороны, отмечено повышенное содержание нефтепродуктов, валового и подвижного цинка (соответственно в 1,5 и 3,5 раза), подвижных форм меди (2,5 ПДК) и марганца (2ПДК). На участке пробоотбора с северной стороны объекта, защищенном валом, отмечено незначительно превышающее ПДК содержание цинка и высокое количество подвижного марганца (2ПДК). В обеих точках обнаружено близкое к предельно допустимому содержание никеля. По сравнению с региональным фоном отмечены высокие концентрации кобальта, стронция, серебра, ванадия, меди, цинка. Содержание нефтепродуктов в смешанных образцах из верхних горизонтов почв на площадках мониторинга составляет от 12,6 до 9376,3 мг/кг. Такие высокие значения являются свидетельством загрязнения даже для нефтедобывающих районов, где показатель, условно принятый за ПДК, – 1000 мг/кг (Об утверждении..., 2004). В нижележащих горизонтах концентрация нефтепродуктов образцы почвы в образце полигона сильно деградированы. Непосредственно у ограды полигона, на забое карьера, в котором производилось захоронение промышленных отходов, отмечено загрязнение почв нефтепродуктами, тяжелыми металлами: цинком, медью, марганцем. Особенно высок уровень загрязнения почв с южной стороны полигона. Почвенный покров нарушен и за пределами санитарно-защитной зоны (СЗЗ), что связано с неупорядоченной выемкой песчано-гравийной смеси и уплотнением грунтов при движении

транспорта. Загрязнение и захламление территории за пределами карьера связано с несанкционированным складированием бытовых отходов.

По результатам наблюдений за качеством подземных вод в течение трех лет отмечены следующие изменения в их составе. Основным анионом за весь период наблюдений остается гидрокарбонат, но место второстепенного иона занимает либо сульфат, либо хлорид-ион. В пробах подземной воды, отобранной из наблюдательной скважины, расположенной в СЗЗ к востоку от полигона, за 3 года отмечено существенное снижение рН (в скважине 70791 – на 1,1 ед.), что возможно связано с возрастанием концентраций нитрит- и сульфат-ионов. В скважине 70790, расположенной к западу от полигона, содержание железа общего достигает 110 ПДК, марганца – 10 ПДК, алюминия – 4 ПДК, свинца – 1,2 ПДК. В скважине 70791 содержание железа составляет 30 ПДК, марганца – 7,6 ПДК, алюминия – более 2 ПДК. Поведение этих элементов в природных средах зависит от ряда показателей: от рН, окислительно-восстановительной обстановки, наличия органического вещества. Повышенные концентрации их весьма характерны для природных вод и для почв Кировской области. Возможно, широкое варьирование содержания этих элементов в воде вызвано различиями в способах отбора и пробоподготовки, применяемых в разных лабораториях. Таким образом, результаты анализа проб воды из наблюдательных скважин не дают достаточных оснований для вывода о влиянии полигона на подземные воды и требуют дальнейших наблюдений, унифицированных способов отбора, подготовки и анализа проб.

Обзор состояния трех полигонов промышленных отходов, расположенных в городской черте и в пригороде г. Кирова, позволяет сделать следующие выводы. Почвы полигонов представлены природными и техногенными открытыми грунтами, а за пределами ограждений в СЗЗ – природными почвами с признаками урбаноземов. Предпринимаемые собственниками мероприятия по рекультивации полигонов не всегда эффективны, так как слой грунта, перекрывающий отходы, быстро уплотняется, смывается. Материалы, используемые для перекрытия отходов, часто сами являются источниками загрязнения. На обследованных полигонах отсутствуют выбросы в атмосферу. Загрязняющие вещества попадают в почвы окружающих ландшафтов, в том числе и на селитебные территории, с поверхностным и горизонтальным внутрипочвенным стоками, за счет эолового переноса частиц. Полигоны расположены вблизи поверхностных водных объектов. В воде из наблюдательных скважин отмечается высокая концентрация ТМ, изменение природного состава по таким показателям, как рН, жесткость, соотношение анионов и др. Водоносные горизонты, являющиеся источником хозяйственно-питьевого водоснабжения, перекрыты аргиллитоподобными водоупорными глинами, качество воды в них контролируется соответствующими методами. На площади захоронения промышленных отходов после рекультивации необходимо периодически обследовать в течение длительного времени. Они быстро зарастают, в растениях содержание ТМ значительно превышает фоновое. Среди сорных растений на территории полигонов встречаются ягодные культуры, семена которых попадают с приусадебных уча-



стков. Ягоды собираются местными жителями и используются в пищу. Таким образом, режим ограничений должен соблюдаться до полной реабилитации территории.

## **4.2. РЕАКЦИИ ГЕТЕРОТРОФНЫХ ПОЧВЕННЫХ МИКРООРГАНИЗМОВ НА УРБАНОГЕННОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ**

### **Почвенный покров города как среда обитания гетеротрофных микроорганизмов**

Экосистемы урбанизированных территорий изменены человеком в максимальной степени. Процессы урбанизации привели к практически полной трансформации природных экосистем и формированию на их месте комплексов жилой и промышленной застройки и транспортных сетей. Города становятся зоной экологического бедствия из-за процессов деградации окружающей среды и накопления вредных веществ. Наиболее сильное влияние загрязняющих веществ испытывает почва, так как она, в отличие от воздушной и водной сред, быстро поглощает поллютанты и очень медленно их трансформирует (Экогеохимия городских ландшафтов, 1995). Почвенный покров городских территорий представлен обычно техногенно изменёнными зональными почвенными типами с различным уровнем загрязнения, а также урбанозёмами с отсутствием или нарушением генетических горизонтов. По сравнению с зональными почвами урбанозёмы характеризуются уплотнением, более щелочной реакцией среды, значительным снижением буферности и гумусированности, обогащены элементами питания (Строганова и др., 1997). Наибольший уровень химического загрязнения фиксируется вблизи автотрасс: содержание взвешенных веществ превышает фоновые значения в 50, а нефтепродукты – в 200 раз. В почвах, определяющих интенсивность протекающих в ней биологических процессов, связанных с трансформацией веществ, являются микроорганизмы. Вследствие низкой гумусированности и буферности нарушенных почв по отношению к химическим элементам-загрязнителям процессы естественного самоочищения, в которых участвуют органоминеральные комплексы, гумусовые вещества, растительные и микробные антибиотики, в урбанозёмах ослаблены. В связи с этим возникают проблемы не только химической, но и микробиологической безопасности, решение которых требует глубокого изучения последствий изменения условий среды обитания для различных групп микроорганизмов.

В результате изучения микробного населения урбанозёмов в различных регионах (Марфенина и др., 1996; Марфенина и др., 2002; Свистова и др., 2003; Артамонова и др., 2007) обнаружено снижение биоразнообразия микроорганизмов, изменение состава сообществ, по сравнению с почвами зональных типов, и накопление в урбанозёмах токсигенных, аллергенных и патогенных микроорганизмов, в частности почвенных микромицетов, что начинает привлекать внимание санитарных и медицинских микробиологов. В качестве общей тен-

денции отмечен рост численности мицелиальных форм (как эукариот, так и прокариот) в селитебных и промышленных зонах (Свистова и др., 2003).

Изменения микробного населения почвы зависят от природы загрязняющих веществ, концентрации, продолжительности контакта. Помимо традиционно оцениваемого химического загрязнения, для современного города характерно существование значительного физического воздействия, суть которого заключается в передаче почве и находящимся в ней микроорганизмам дополнительной энергии, генерируемой при функционировании промышленных предприятий и объектов городского коммунального хозяйства (искусственные температурные, электромагнитные, вибрационные поля) (Краснобокова, 1992). Основными для микроорганизмов являются тепловое и электрическое воздействие. В пределах городских территорий находится большое число объектов – источников тепловой энергии. Так, например, при подземной газификации углей температура грунта может достигать 600–1500 °С, доменные и мартеновские печи разогревают грунты основания до 100 °С, кабельные тоннели, коллекторы, сооружения метрополитена – до 10–40 °С и т. д. С другой стороны, имеются и длительно существующие стоки тепла, представленные такими объектами, как подземные хранилища сжиженного газа (температура минус 160 °С), замороженные участки при строительстве на водонасыщенных грунтах (температура минус 10 – минус 26 °С).

Фоновая температура горных пород в пределах города составляет приблизительно 8–10 °С. Ежегодно на территории города выделяется примерно  $10^5$ – $10^9$  Дж/м<sup>2</sup> тепла. При этом плотная застройка и сплошное асфальтовое покрытие препятствуют выходу тепла из грунта в атмосферу естественным путём, поэтому наблюдается общий разогрев горных пород в основании города. При этом превышение температуры над фоновой может достигать 12–15 °С (Жигалин и др., 1981). Очевидно, что в соответствии с температурным режимом в городских почвах могут развиваться микроорганизмы с различными температурными предпочтениями – от психрофилов до термофилов, включая и температурную зону роста патогенных микроорганизмов (температура 37 °С).

Источниками электрических полей в городах служат электрифицированные железные дороги, трамвайные и троллейбусные линии, метрополитен, энергетические установки и станции катодной противокоррозионной защиты. Перечисленные источники формируют электрические поля с высоким уровнем напряжённости. Так, например, вблизи трамвайной линии напряжённость электрического поля блуждающих токов в 5 раз превышает фоновый уровень, а вблизи заземлений станций катодной защиты – в 15. Зона распространения электрических полей в почвенной среде характеризуется размерами от сотен метров до десятка километров (Жигалин и др., 1984).

Имеются данные о подавлении и стимулировании активности микроорганизмов под действием постоянного электрического тока (Проказов и др., 1982). В экологическом плане наибольший интерес представляют такие хорошо воспроизводимые в лабораторных условиях эффекты, как ориентация клеток вдоль и поперёк силовых линий электрического поля и их направленное перемещение в поле, что ведёт к неоднородному пространственному распределению микро-

организмов (Фомченко и др., 1987). Предпринималась попытка оценить степень активности микроорганизмов в грунте в зависимости от вида воздействия, а также возможные изменения в структуре микробных сообществ в зависимости от времени воздействия. Была установлена зависимость между уровнем воздействия и степенью активности сообществ микроорганизмов, а также обнаружено, что при длительном воздействии в рамках сообществ возможна дифференциация отдельных популяций микроорганизмов по степени их активности.

Разнообразные по своей природе воздействия, изменяя энергетический потенциал геологической среды города, могут изменять направленность и интенсивность микробиологических процессов. Если в целом для микроорганизмов в почве характерен при ненарушенном месте их обитания низкий темп жизнедеятельности, то вмешательство человека и его воздействие на почвенную среду могут вызвать ускоренный рост микробов (Красногорская, 1992). В связи с этим возникает проблема прогноза и управления деятельностью микроорганизмов в урбоэкосистемах. В оценке действия различных факторов на микробные сообщества в урбоэкосистеме, как и в природе в целом, следует учитывать разнородность местообитания микробных комплексов, неопределённость их структуры, возможность включения инородных микроорганизмов, различие реакций микробной системы на разные виды воздействия. При разных уровнях и видах вредных воздействий на почвы часто отмечаются разнонаправленные изменения в микробиологических параметрах. Необходимо выявление соответствия того или иного параметра почвенной микробной системы определённому экологическому состоянию урбоэкосистемы.

#### **Численность микроорганизмов в урбанозёмах и почвах, различающихся по реакции среды и степени загрязнения тяжёлыми металлами**

По сравнению с природными почвами зональных типов урбанозёмы характеризуются более щелочной реакцией среды и значительным накоплением загрязняющих веществ. Одним из ведущих факторов их техногенного загрязнения являются ТМ (Убугунов, Кашин, 2004). Они действуют на микроорганизмы некоторых групп и таксонов аналогично дезинфектантам – происходит избирательная элиминация их из почвы, тогда как другие микроорганизмы относительно к ним устойчивы и даже могут эффективно удалять тяжёлые металлы и радионуклиды из окружающей среды (Ильяшвили и др., 1984; Фомченко и др., 2008). В урбанозёмах и городских почвах были взяты образцы почв из лесопарковой зоны правобережной части г. Кирова, в пойме р. Вятка, и образцы, отобранные на придорожных газонах в левобережной части города. В качестве фоновых служили образцы зональных дерново-подзолистых почв Оричевского района Кировской области под естественными лугами. Содержание подвижных форм меди (Cu), цинка (Zn), свинца (Pb) определяли на атомно-абсорбционном спектрометре «СПЕКТР-5-4», предварительно экстрагируя воздушно-сухие почвенные образцы аммонийно-ацетатным буфером (рН 4,8) (Воробьева, 2006). Значения рН солевой вытяжки измеряли потенциометрически на рН-метре ЭВ-74. Общее количество бактерий и мице-

лия микроскопических грибов в воздушно-сухих образцах определяли прямым методом с помощью люминесцентного микроскопа Leica DM2500. Для микроскопии из каждого образца готовили по 8 препаратов в соответствии с общепринятой методикой (Методы почвенной микробиологии и биохимии, 1991). При учете клеток бактерий препараты окрашивали водным раствором акридина оранжевого, а для окраски мицелия грибов применяли раствор калькофлуора белого (1:10000) (Полянская, 1988). Просматривали по 100 полей зрения для каждого образца.

Урбанозёмы в черте города характеризовались близкими к нейтральным значениями кислотности (рН 6,5–7,5), а почвы загородных лесопарков и фоновых территорий имели более кислую реакцию (рН 4,9–5,2), характерную для зональных почв дерново-подзолистого типа (табл. 8).

Таблица 8

**Содержание тяжёлых металлов и реакция почвенного раствора  
в исследуемых образцах**

Биотоп	Подвижные формы, мкг/г				рН сол.
	Zn	Cu	Pb	Сумма (Zn+Cu+Pb)	
Газоны вдоль транспорт- ных магистралей	<u>11,1</u> 3,8–16,7	<u>0,9</u> 0–4,3	<u>31,7</u> 4,0–57,0	<u>41,5</u> 7,8–66,0	<u>6,8</u> 6,5–7,5
Загородные лесопарки	<u>2,2</u> 1,4–3,46	<u>1,3</u> 1,2–1,4	<u>1,62</u> 0,5–2,8	<u>5,1</u> 3,4–6,3	<u>5,1</u> 4,9–5,2
Фоновые территории	<u>0,8</u> 0,05–2,4	0	<u>0,4</u> 0–1,1	<u>1,2</u> 0,1–3,5	<u>4,5</u> 4,3–4,7

Примечание: в числителе приведены средние, а в знаменателе – минимальные и максимальные значения показателя по трём пространственно разобщенным образцам из каждого биотопа.

В результате определения в образцах содержания тяжёлых металлов было установлено, что суммарное содержание Cu, Zn и Pb в почвах загородных лесопарков превышает в среднем в 4 раза, а на придорожных газонах – в 40 раз содержание ТМ в почвах фоновых территорий.

По данным люминесцентной микроскопии, общая численность бактерий варьировала в урбанозёмах из транспортных экотопов в пределах от 0,42 млрд до 1,44 млрд, а в почвах загородных лесопарков была существенно ниже – от 0,25 млрд до 0,4 млрд клеток на 1 г (рис. 4).

В почвах фоновых территорий численность бактерий была, напротив, на порядок выше и изменялась от 1,9 млрд до 11,7 млрд клеток на 1 г.

Плотность мицелия почвенных грибов в транспортных экотопах города составила десятки (17,6–34,2), а в загородных почвах изменялась от десятков до сотен метров (87,2–236,0) в 1 г и была близка к длине грибного мицелия в почвах фоновых территорий (100–138 м/г).

На показатели численности грибов и бактерий, таким образом, наиболее сильное влияние оказала почвенная кислотность, которая в пределах города значительно отличалась от значений в почвах фоновых территорий. Среди исследованных почвенных образцов максимальная численность бактерий и ми-

нимальная длина грибного мицелия были отмечены в урбаноэмах при реакции среды, близкой к нейтральной (рН 7,5), и при суммарной нагрузке по ТМ, которую расценивали как умеренную (21,8 мкг/г).

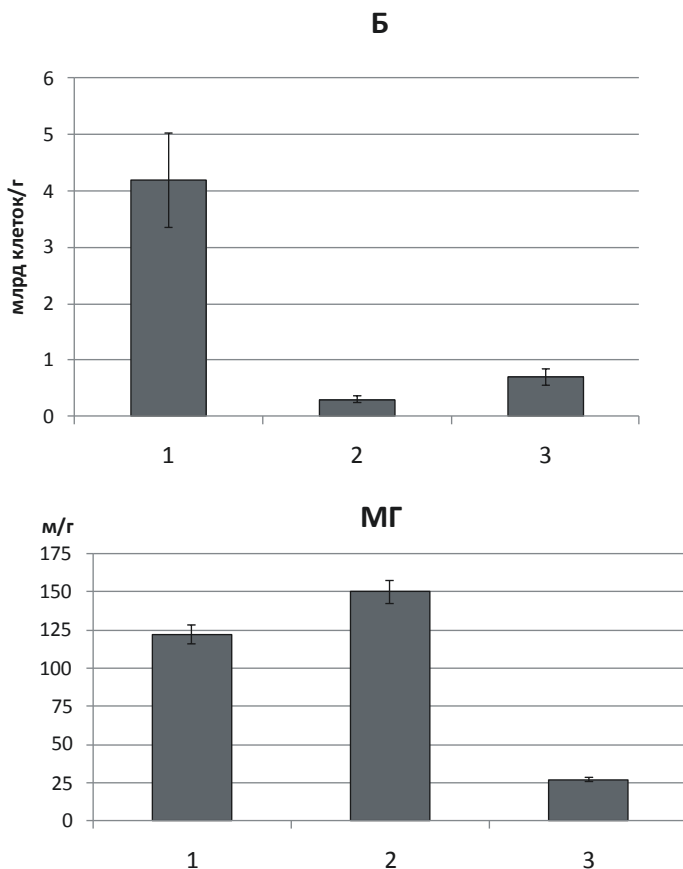


Рис. 4. Средние значения численности бактерий (Б) и плотности мицелия грибов (МГ) в почвах фоновых территорий (1), загородных лесопарков (2) и на газонах вдоль транспортных магистралей (3)

В образцах с более кислыми значениями почвенной вытяжки (рН 4,9–5,1), отобранных в пределах правобережной загородной лесопарковой зоны, численность бактериального населения, напротив, несмотря на более низкое содержание в почвах ТМ (3,4–6,3 мкг/г), была минимальной (0,25–0,4 млрд кл/г) в исследуемом ряду почв, а плотность грибного мицелия – максимальной и достигала 236 м/г в сосняке Заречного парка.

В образцах из левобережной части города, характеризующихся кислотностью почвенного раствора в диапазоне от 6,5 до 6,9 ед. рН, выраженное ингибирующее действие на развитие микроорганизмов оказало наличие в почве подвижных форм меди в концентрации, превышающей ПДК (3 мкг/г). Так, длина грибного мицелия при содержании в почве 4,3 мкг/г Си снизилась на 24%, а численность бактерий – на 18% к средним значениям этих показателей (25,2 м/г и 0,51 млрд клеток/г соответственно) по шести исследованным образцам с содержанием Си ниже ПДК. Под воздействием свинца, даже в высоких концентрациях (от 36,0 до 57,5 мкг/г), существенно превышающих ПДК, значительного отклика как со стороны грибов (28,0–34,2 м/г мицелия), так и со стороны бактерий (0,75–0,81 млрд клеток /г) не выявлено. Однако снижение сум-

марной нагрузки на почву по ТМ от 50,17–66,04 до 7,83 мкг/г сопровождалось возрастанием показателей численности бактерий на 31,7%, длины мицелия микроскопических грибов – на 35,7% по отношению к среднему уровню, определённом по данным анализа шести образцов с кислотностью, близкой к нейтральной – рН 6,5–6,9.

Сопоставление в почвенных образцах содержания ТМ, величины водородного показателя почвенной вытяжки ( $pH_{\text{сол.}}$ ) с численностью бактерий и микроскопических грибов, по данным прямой микроскопии, позволило заключить, что наиболее информативным показателем в отношении экологического состояния субстратов является длина мицелия грибов, которая достоверно ( $P \geq 0,95$ ) отрицательно коррелировала с величиной рН сол. ( $r = -0,813$ ), суммарным содержанием ТМ ( $r = -0,666$ ), содержанием цинка ( $r = -0,736$ ) и свинца ( $r = -0,609$ ). Для численности бактериальных клеток, определяемой прямым люминесцентным методом, установлена, напротив, положительная связь с величинами  $pH_{\text{сол.}}$  ( $r = 0,747$ ) и содержанием цинка ( $r = 0,548$ ). Слабая отрицательная корреляция прослеживалась только между численностью бактерий и содержанием меди ( $r = -0,357$ ) в почве.

Полученные результаты свидетельствуют о наличии достаточно тесных существенных связей между степенью загрязнения городской среды и состоянием почвенной микробной системы, тестируемым по данным прямого учёта грибного мицелия и численности бактериальных клеток, и согласуются с представлениями о том, что абсолютные значения численности снижаются, а пределы варьирования численности микроорганизмов возрастают по мере роста антропогенной нагрузки на почву (Гузев, Левин, 2001; Свистова и др., 2003).

### **Особенности комплексов почвенных актиномицетов в условиях городской среды**

Неотъемлемым компонентом микробной системы почвы являются актиномицеты, к которым относят спорообразующие грамположительные бактерии со сложным жизненным циклом, способные к формированию ветвящегося мицелия, подобного грибному, но в 5–7 раз более тонкому (Звягинцев, Зенова, 2001). В известном приближении актиномицеты сходны по сложности морфологии с микроскопическими грибами, за которые их и принимали в прошлом. На поверхности агаризованных питательных сред большинство представителей актиномицетов растут в виде опушённых колоний, образованных расходящимися от центра разветвлёнными нитями, формируют субстратный и воздушный мицелий. Для них характерны сложный цикл развития и морфологическое разнообразие клеток. Размножаются актиномицеты обрывками мицелия или спорами. Споры образуются бесполом путём на воздушном или субстратном мицелии, располагаются одиночно, парами, цепочками или сосредоточены в спорангиях. Некоторые из них подвижны. Тип спорогенеза и морфологические признаки, наряду с хемотаксономическими признаками, служат основой для подразделения порядка Actinomycetales на

группы и роды (более 100 родов). Представители почти всех известных в настоящее время родов актиномицетов выделены из почв или обнаружены в почвах (Звягинцев, Зенова, 2001).

Функциональная роль актиномицетов связана с обеспечением растений элементами минерального питания и пополнением пула гидrolитических ферментов почвы. Актиномицеты образуют темноокрашенные пигменты – меланины, являющиеся предшественниками гумусовых веществ в почве, принимая участие в формировании почвенного плодородия (Зенова, 2000).

Закономерности распределения, родовая структура комплексов актиномицетов и видовой состав стрептомицетов в зональных и интразональных типах почв основных биоклиматических зон к настоящему времени подробно изучены (Звягинцев, Зенова, 2001). В отношении актиномицетов урбанизированных территорий в литературе встречаются лишь результаты оценки количества стрептомицетов при посеве на крахмало-аммиачный агар (Куличева и др., 1996; Танасиенко, Артамонова, 1997). Рядом авторов в городских экосистемах отмечена более высокая, в сравнении с другими группами почвенных микроорганизмов, устойчивость актиномицетов к техногенному загрязнению. Об этом свидетельствует увеличение долевой представленности актиномицетов в почвенном микробном комплексе ряда промышленно развитых городов (Овчинникова и др., 2010; Свистова и др., 2003; Артамонова и др., 2007). Отмечаемая авторами относительная устойчивость актиномицетов в городской среде согласуется с общей тенденцией к доминированию в микробных сообществах техногенно-загрязненных почв микроорганизмов с К-стратегией (Благодатская и др., 2008). Тем не менее для мицелиальных прокариот при возрастании техногенной нагрузки возможна трансформация сообществ, характерная для многих других групп более высокой биомассы. В сравнении с другими прокариотами, видовой идентификации и описанием видовой структуры сообществ актиномицеты более других подходят для целей биодиагностики почв и могут служить в качестве экологических индикаторов в определении допустимого уровня антропогенных нагрузок на ту или иную почву (Звягинцев, Зенова, 2001). Мы исследовали комплексы почвенных актиномицетов в промышленных и селитебных экотопах города и сопоставили их характеристики с содержанием в почвах ряда ГМ.

Объектами исследования служили образцы почв, отобранные в летний период 2010 г. с глубины 0–7 см в санитарных зонах промышленных предприятий (далее – промышленная зона) и на дворовых территориях жилых микрорайонов (далее – селитебная зона) г. Кирова. Для характеристики каждой зоны выполняли микробиологический анализ пространственно удалённых образцов, отобранных на участках в пяти различных районах города (рис. 5).





Рис. 5. Карта-схема расположения участков отбора почвенных образцов в пределах г. Кирова для химического и микробиологического анализа

В промышленной зоне отбор проб производили в санитарной зоне ОАО ВМП «Авитек» (образец № 50); в санитарной зоне ОАО «Кировский завод по обработке цветных металлов» (ОЦМ) (51); в санитарной зоне ОАО «Лепсе» (52) в санитарной зоне «Кировского шинного завода» (КШЗ)(53); на промплощадке ОАО «Кирово-Чепецкое управление строительства плюс К°» (КЧУС+К)(54). В селитебной зоне пробы почвы отбирали в следующих микрорайонах: Северная больница (образец № 56), Центральный рынок (№ 57), Дружба (№ 58), Юго-западный район (№ 59), Чистые пруды (№ 60). Для каждого участка анализировали средний почвенный образец, который составляли путем смешивания пяти индивидуальных проб. В качестве фоновых служили образцы почв, отобранные на территории Оричевского, Малмыжского и Белохолуницкого районов Кировской области.

Содержание подвижных форм кадмия, цинка, свинца, железа, меди и никеля в почвах определяли на атомно-абсорбционном спектрометре «СПЕКТР-5-4», предварительно экстрагируя воздушно-сухие почвенные образцы аммонийно-ацетатным буфером (рН 4,8).

Контроль за поступлением основных элементов-загрязнителей в городские почвы показал, что суммарное содержание подвижных форм исследуемых металлов в среднем в 1,8 раза превышало в промышленных экотопах их концентрацию в почвах селитебной зоны и в 6 раз – содержание в почвах фоновых территорий (табл. 9). Почвы промышленной зоны характеризовались более ще-



лочными значениями реакции среды и меньшим содержанием органического вещества по сравнению с селитебными почвами и, в особенности, почвами фоновых территорий. В почвах промышленной зоны также зафиксировано увеличение в 4,7 и в 10,7 раза по сравнению с почвами селитебной зоны таких высокоопасных элементов, как кадмий и никель. Определение количества свинца показало, что уровень его накопления в почвах промышленных и селитебных экотопов соответственно в 7 и 5 раз больше, чем в зональных дерново-подзолистых почвах. Наряду с этим в экотопе промышленной зоны отмечено превышение ПДК таких высокоопасных для окружающей среды элементов, как медь и цинк.

Следовательно, в почвах промышленных экотопов количество легкодоступных для микроорганизмов и растений форм исследуемых ТМ превышает их уровень в зональной почве и в почвах селитебных территорий, является одним из существенных факторов, оказывающих влияние на выполнение почвой функции регуляции численности, состава и структуры микробного сообщества

Загрязнение почв обследуемых участков ТМ в легкодоступных для микроорганизмов формах привело к существенному изменению некоторых количественных характеристик комплекса актиномицетов. Так, при посеве на КГА почвенных образцов, отобранных в промышленной  $((2,6 \pm 1,29) \times 10^5 \text{ КОЕ/г})$  и селитебной  $(2,8 \pm 2,47) \times 10^5 \text{ КОЕ/г})$  зонах города, общая численность актиномицетов находилась примерно на одном и том же уровне, сопоставимом с численностью мицелиальных прокариот в фоновых дерново-подзолистых почвах  $(2,6-7,1) \times 10^5 \text{ КОЕ/г}$ , а доля актиномицетов от общего количества прокариот в почве из промышленной зоны (36,6%) более чем в три раза превысила этот же показатель для почвы селитебной зоны (11,0%). При посеве на среду с пропионатом натрия численность актиномицетов в образцах почвы из промышленной зоны  $((4,5 \pm 2,05) \times 10^5 \text{ КОЕ/г})$ , напротив, в три раза уступала численности актиномицетов в почвах селитебной зоны  $(13,6 \pm 11,66) \times 10^5 \text{ КОЕ/г})$ .

Комплекс актиномицетов, выделяемый на среде с пропионатом натрия, включал, как и комплекс зональной дерново-подзолистой почвы, представителей родов *Streptomyces*, *Micromonospora*, *Streptosporangium* и олигоспоровые виды. В образцах почвы из селитебной зоны относительное обилие стрептомицетов достигало 89,1% от общего количества актиномицетов, тогда как в почвах промышленной зоны их доля составила только 78,5%, (рис. 6). то же время, по сравнению с актиномицетным комплексом почвы селитебной зоны в комплексе промышленной зоны возросло в три раза относительное обилие представителей рода *Micromonospora* (16,8%). Долевое участие в комплексе олигоспоровых актиномицетов и представителей рода *Streptosporangium* в образцах почвы из промышленных экотопов незначительно уступало их относительному обилию в комплексе селитебных почв.

## Содержание тяжёлых металлов, органического вещества и реакция солевой вытяжки в исследуемых образцах

Экотоп	Подвижные формы, мг/кг										pH <sub>KCl</sub>	Органическое вещество, %
	Cd	Fe	Ni	Cu	Pb	Zn	Сумма					
Промышлен- ная зона	<u>0,43</u> 0,04 – 1,51	<u>1,57</u> 0,78 – 3,22	<u>0,64</u> 0,3 – 1,62	<u>12,35*</u> 0,65 – 51,19	<u>2,82</u> 1,04 – 4,97	<u>28,22*</u> 12,07 – 46,6	<u>46,02</u> 17,3 – 107,3		<u>7,7</u> 7,5 – 8,0		6,83	
Селитебная зона	<u>0,09</u> 0,05 – 0,11	<u>0,35</u> 0,14 – 0,46	<u>0,06</u> 0 – 0,31	<u>0,43</u> 0,20 – 0,78	<u>2,09</u> 1,08 – 4,49	<u>22,07</u> 11,05 – 36,32	<u>25,09</u> 12,96 – 39,61		<u>7,1</u> 6,8 – 7,5		9,79	
Фоновые территории	Не опр.	<u>6,8</u> 6,4 – 7,2	Не опр.	0	<u>0,4</u> 0 – 1,1	<u>0,8</u> 0,05 – 2,4	<u>8,0</u> 0,1 – 3,5		<u>4,5</u> 4,3 – 4,7		2,73	

Примечание: «\*» – превышение ПДК

По частоте встречаемости в актиномицетных комплексах того и другого экотопов доминировали стрептомицеты (100%) и микромоноспоры (90%) (рис. 7). Олигоспоровые актиномицеты отнесены к типичным частым видам в комплексе как промышленных (77%), так и селитебных (76%) экотопов.

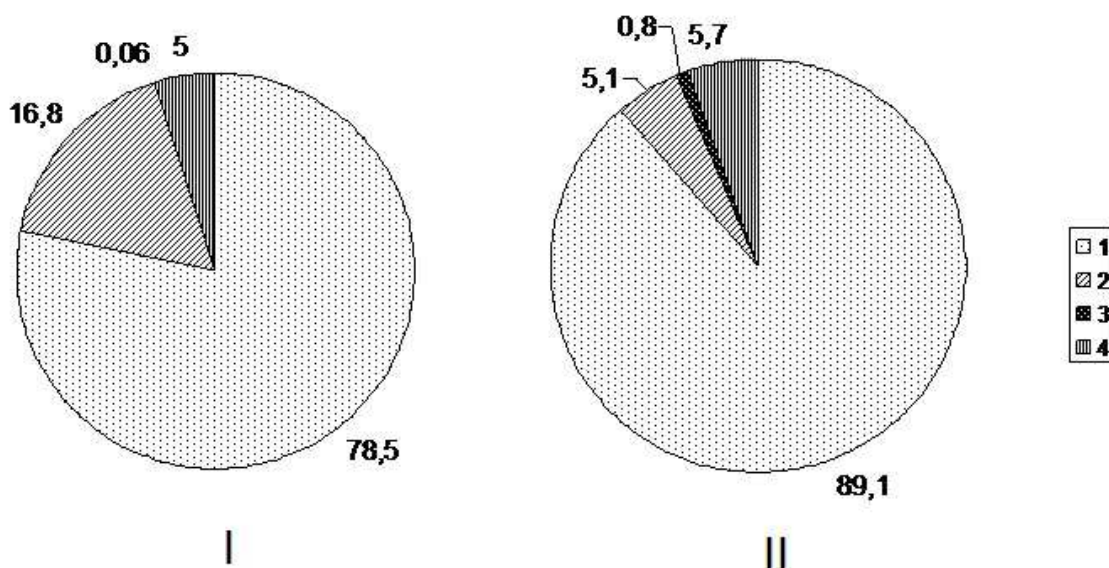


Рис. 6. Долевое участие представителей родов *Streptomyces* – 1, *Micromonospora* – 2, *Streptosporangium* – 3 и олигоспоровых видов – 4 в комплексах актиномицетов из почв различных экотопов: I – промышленные, II – селитебные

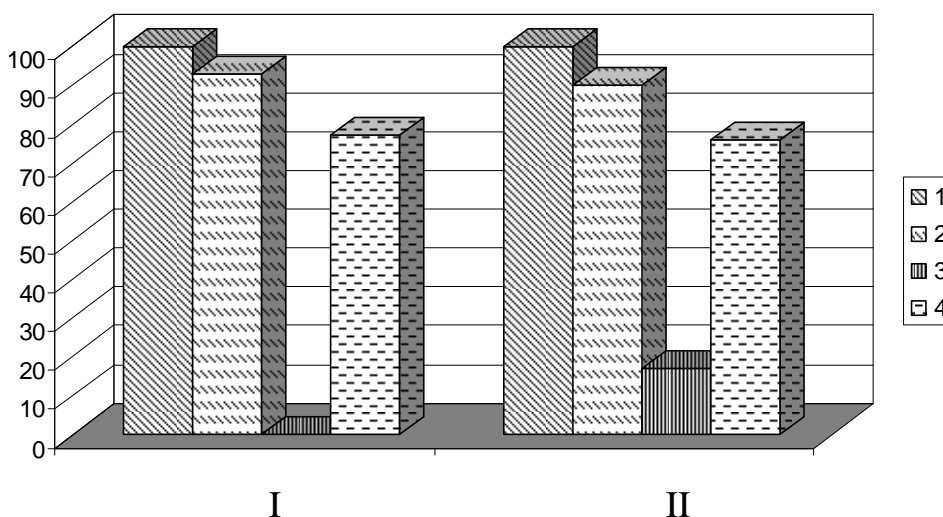


Рис. 7. Частота встречаемости родов *Streptomyces* – 1, *Micromonospora* – 2, *Streptosporangium* – 3 и олигоспоровых актиномицетов – 4 в комплексах из почв различных экотопов: I – промышленные, II – селитебные

Представители рода *Streptosporangium* – случайные (3%) в комплексе почв из промышленной зоны, в селитебных почвах отнесены к типичным редким видам (17%).

В наибольшей степени от категории экотопа различалась видовая представленность в почвенном комплексе рода *Streptomyces*. В почвах промышленной зоны увеличивалась по сравнению со стрептомицетным комплексом селитебных почв частота встречаемости видов из секций и серий *Albus Albocoloratus*, *Helvolo-Flavus Flavus*, *Roseus Ruber*, *Imperfectus* (рис. 8). Вместе с тем частота встречаемости и относительное обилие (данные не приведены) видов из секций и серий *Albus Albus*, *Helvolo-Flavus Helvolus*, секции *Cinereus* серий *Violaceus*, *Achromogenes*, *Chromogenes* в почвах промышленных экотопов были ниже, чем в комплексе селитебных почв.

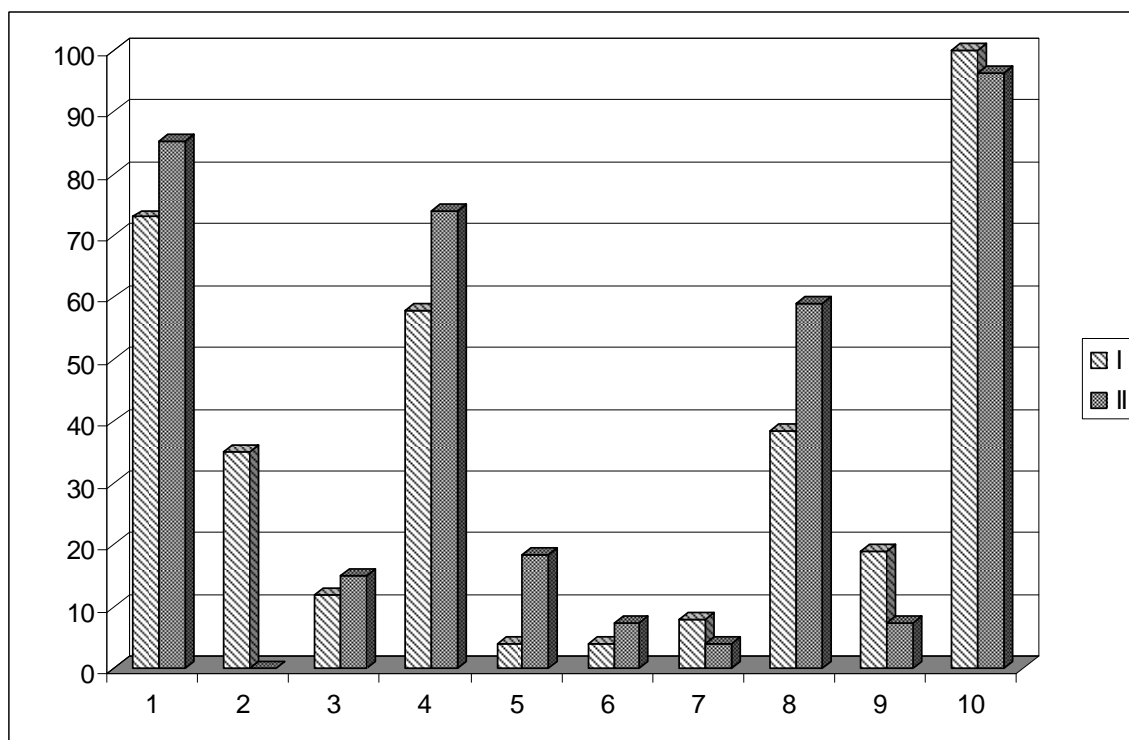


Рис. 8. Частота встречаемости видов стрептомицетов в зависимости от типа экотопа:

I – промышленные, II – селитебные. 1 – *Albus Albus*, 2 – *Albus Albocoloratus*, 3 – *Cinereus Chromogenes*, 4 – *Cinereus Achromogenes*, 5 – *Cinereus Violaceus*, 6 – *Cinereus Aureus*, 7 – *Helvolo-Flavus*

В целом, видовое разнообразие стрептомицетов в промышленно загрязненных экотопах ( $H = 1,513 \pm 0,417$ ) уступало по величине индекса Шеннона разнообразию, рассчитанному для почв из селитебной зоны ( $H = 1,923 \pm 0,318$ ). С использованием совокупности полученных характеристик провели количественную оценку сходства актиномицетного комплекса селитебных почв города с комплексами почвенных актиномицетов промышленной зоны. Сходство, вычисленное с помощью коэффициента Сьёренсена ( $K_s$ ), между комплексами почв селитебного и промышленного экотопов не превышало 7,2%. Сопоставление полученных данных с результатами определения в почвах ТМ указывает на то, что в загрязнённых почвах происходит существенная перестройка в структуре актиномицетных комплексов и, как результат, формирование, скорее всего, резистентного к действию ТМ сообщества мицелиальных прокариот.

В ходе эволюции бактерии адаптировались к повышенному содержанию ионов металлов в местах залежей руд, в гидротермальных источниках и местах обитания вблизи действующих вулканов (Silver, Phung, 1996; Csotolnyi, Stackebrandt, Yurkov, 2006). Такая адаптация обеспечила появление у бактерий ряда механизмов защиты чувствительных компонентов от действия ТМ; одним из наиболее распространённых и энергетически выгодных является внеклеточный барьер (Bruins, Kapil, Oehme, 2000). Внеклеточный барьер заключается в предотвращении попадания ионов металлов в клетку. Актиномицеты, как и другие бактерии, могут связывать ионы металлов поляризованными группами клеточной стенки (фосфатными, карбоксильными, гидроксильными и аминогруппами). Такая сорбция является пассивным процессом, поскольку мертвые клетки также обладают высокой сорбционной способностью (Vecchio et al., 1998). Ряд компонентов клеточной стенки грамположительных бактерий – пептидогликан, тейхоевые и тейхуроновые кислоты, экзоцеллюлярные полисахариды – являются эффективными хелатирующими агентами в отношении многих тяжелых металлов и радионуклидов (Beveridge, 1989; Gadd, 1990; Hemida, Omar, Abdel-Mallek, 1997). В городских экосистемах часто занимают большую площадь и располагаются непосредственно в черте города садоводческие товарищества. Почвы садово-огородных участков испытывают на себе дополнительное техногенное и антропогенное влияние городской среды. Сочетание агротрансформации почвы с её загрязнением может вызвать непредсказуемые изменения почвенной микробной системы в целом и обусловить специфические черты её актиномицетного комплекса.

Нами была исследована структура комплекса актиномицетов в садово-огородных почвах города и выявлены её особенности по сравнению с актиномицетными комплексами геохимически сопряжённых почв загородной и транспортной зоны. Объектами исследования служили садово-огородные почвы пяти садоводческих товариществ, расположенных в различных районах г. Кирова. Участки отбора образцов различались по степени удаленности от автотрасс (от 50 до 1000 м), железных дорог (от 500 до 1100 м) и объектов промышленно-энергетического комплекса (от 300 до 2500 м) (рис. 9).

Образцы почвы отбирали с глубины 0–7 см в летний период. Для каждого участка анализировали средний почвенный образец, который составлялся смешиванием пяти индивидуальных проб.

Содержание подвижных форм фосфора и калия в почве определяли по методу Кирсанова, органическое вещество – фотометрически по методу Тюрина (Агрохимические методы ..., 1975). Значения рН солевой вытяжки измеряли потенциометрически на рН-метре ЭВ-74. Содержание подвижных форм кадмия, цинка, свинца, железа, меди и никеля определяли на атомно-абсорбционном спектрометре «СПЕКТР-5-4», предварительно экстрагируя воздушно-сухие почвенные образцы аммонийно-ацетатным буфером (рН 4,8) (Воробьева, 2006).

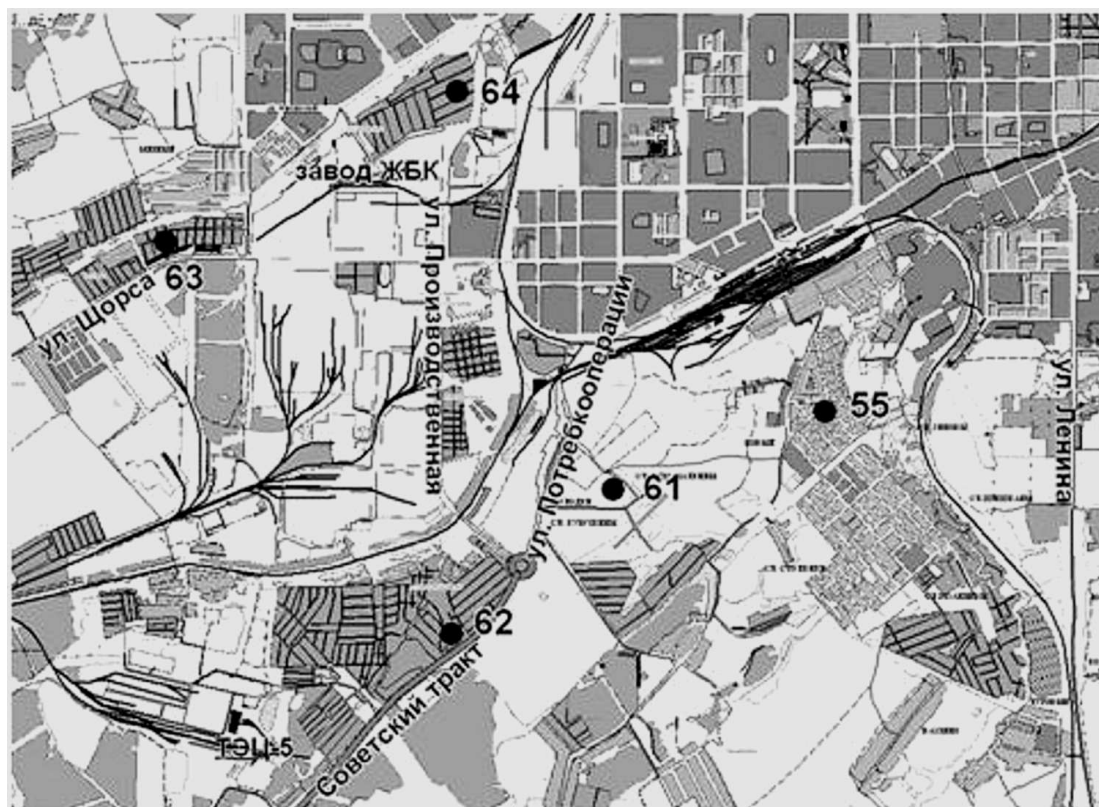


Рис. 9. Карта-схема расположения точек отбора почвенных образцов в пределах г. Кирова для химического и микробиологического анализа

Структуру комплекса актиномицетов характеризовали на основании расчёта показателей частоты встречаемости и долевого участия (Звягинцев, Зенова, 2001) отдельных представителей: типичные доминирующие ( $\geq 80\%$ ), типичные частые ( $\geq 50\%$ ), типичные редкие ( $\geq 10\%$ ) и случайные ( $< 10\%$ ).

Сравнение данных по садово-огородным почвам проводили с ранее полученными результатами исследования актиномицетных комплексов в почвах загородных лесопарков и придорожных экотопов г. Кирова.

Садово-огородные почвы города характеризовались близкими к нейтральным значениями кислотности ( $pH_{KCl}$  6,5–7,1); высоким уровнем обеспеченности фосфором ( $P_2O_5$  – 264–362 мг/100 г) и калием ( $K_2O$  – 175–287 мг/100 г). По содержанию органического вещества исследуемые почвенные разности различались более чем в 4 раза ( $C_{орг}$  – 2,7–11,1%), по суммарному содержанию ТМ – в 10,8 раза (5,2–56,4 мг/кг). Если широкое варьирование почв по содержанию  $C_{орг}$  можно объяснить количественными и качественными различиями в применении органических удобрений в отдельных садоводческих хозяйствах, то превышающее ПДК загрязнение почвенного образца № 64 цинком обусловлено, скорее всего, непосредственной близостью (300 м) места отбора почвы к предприятию по производству железобетонных конструкций (рис. 10). Известно, что одним из основных источников поступления антропогенного цинка в почву является воздушная пыль промышленного происхождения (Водяницкий, 2010). Содержание других выявленных нами ТМ ни в одном из отобранных в пределах города образцов садово-огородных почв не превышало ПДК (табл. 8). Минимальным содержанием ТМ отличалась почва участка

№ 61, расположенного на значительном удалении от автотрассы (700 м), железной дороги (1100 м) и промышленных предприятий (рис. 10).

Сопоставление данных об уровне загрязнения садово-огородных почв города ТМ с ранее полученными результатами обследования почв загородных лесопарков (4,64 мг/кг) и транспортной зоны (41,59 мг/кг) позволило рассматриваемые экотопы ранжировать по возрастанию в почвах суммарного содержания ТМ в следующем порядке: загородные лесопарки < садово-огородные участки ≤ придорожные экотопы.

В садово-огородных почвах численность актиномицетов, вырастающих на КГА при посеве из разведений почвенных суспензий, изменялась в пределах от десятков до сотен тысяч, а на среде с пропионатом натрия – в пределах сотен тысяч колониеобразующих единиц в 1 грамме (КОЕ/г) (табл. 10).

Таблица 10

**Численность и доля актиномицетов в прокариотном комплексе садово-огородных почв с различным содержанием ТМ**

№ участка	Сумма ТМ, мг/кг	рН <sub>KCl</sub>	Численность, ×10 <sup>3</sup> КОЕ/г		Доля актиномицетов от прокариот на КГА, %
			на среде с пропионатом натрия	на КГА	
55	9,2	6,7	385±260	78±57,6	КГА, %
61	5,2	6,9	790±177	242±76,8	14
62	13,5	7,0	272±82	84±16,8	6
63	7,2	7,1	598±178	147±50,0	8
64	56,4	6,5	853±259	118±37,8	7,8

Доля мицелиальных прокариот от общего количества бактерий варьировала от 6 до 14%, уступая в 2–5 раз доле актиномицетов, обычно выявляемых в прокариотном комплексе природных и освоенных в сельском хозяйстве дерново-подзолистых почв (Широких, Широких, 2004). Корреляционный анализ не выявил прямой зависимости между численностью актиномицетов и химическими свойствами почв, включая содержание в них ТМ (табл. 11).

Таблица 11

**Содержание тяжелых металлов в садово-огородных почвах г. Киров**

№ участка отбора образца	Подвижные формы, мг/кг					
	Cd	Fe	Ni	Cu	Pb	Zn
55	0,060	0,198	0	0,090	0,975	7,925
61	0,060	0,303	0	0,218	1,118	3,500
62	0,083	0,420	0	0,315	2,793	9,900
63	0,143	0,628	0	0,230	0,890	5,250
64	0,135	0,638	0	0,398	2,007	53,215*

Примечание \* – значение превышает 2 ПДК

Однако в ряду исследованных почвенных разностей минимальному содержанию в почве ТМ (№ 61) соответствовали наиболее высокие значения численности ( $2,4 \times 10^5$  КОЕ/г), учитываемой на КГА, и доли участия (14%) актиномицетов в прокариотном комплексе. В образце № 64, загрязнённом цинком, эти показатели были почти вдвое ниже.

Численность актиномицетов, вырастающих на среде с пропионатом натрия, напротив, имела максимальное значение ( $8,5 \times 10^5$  тыс. КОЕ/г) в почве наиболее загрязнённого ТМ образца № 64. Это может быть связано с различиями в трофических потребностях стрептомицетов, преимущественно вырастающих на КГА, и актиномицетов других родов, традиционно называемых «редкими», которые нуждаются в широком спектре ростовых факторов (микроэлементы, витамины и т. д.) и выявляются преимущественно при посеве на среду с пропионатом натрия.

Актиномицетный комплекс садово-огородных почв города, выявляемый на среде с пропионатом натрия, был представлен родами *Streptomyces*, *Micromonospora* и олигоспоровыми видами. В отличие от комплексов почвенных актиномицетов, характерных для придорожных экотопов города Кирова и почв загородных лесопарков, в садово-огородных почвах не обнаруживались представители рода *Streptosporangium*.

На основании показателей частоты встречаемости (100%) в комплексе садово-огородной почвы доминировали представители рода *Streptomyces* (рис. 10).

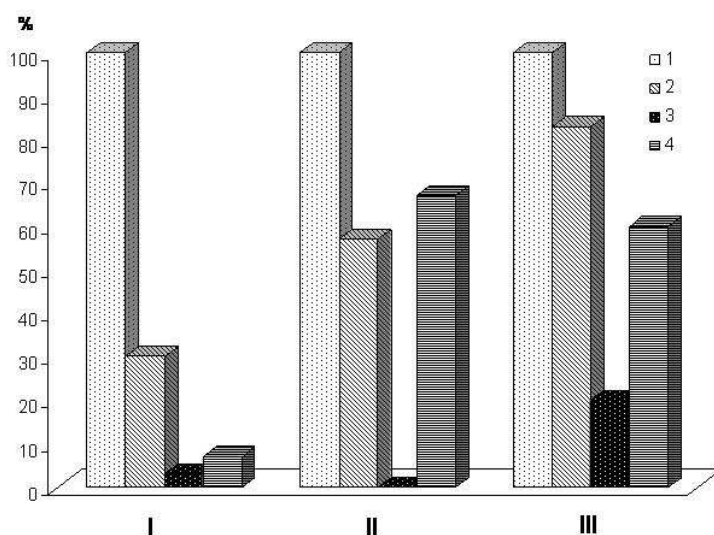


Рис. 10. Частота встречаемости родов *Streptomyces* – 1, *Micromonospora* – 2, *Streptosporangium* – 3 и олигоспоровых видов – 4 в комплексах актиномицетов из почв различных экотопов: I – загородные лесопарки, II – садово-огородные участки в городе, III – придорожные экотопы города

Олигоспоровые (частота встречаемости 67%) и моноспоровые виды (частота встречаемости 57%) были отнесены в комплексе к разряду типичных частых. В целом, благодаря отсутствию типичных редких и случайных видов, структура актиномицетного комплекса в садово-огородных почвах города была организована проще, чем в транспортных экотопах, и напоминала структуру комплекса актиномицетов из почв загородных лесопарков. Отличием в этом случае являлась значительно более высокая частота встречаемости олигоспоровых форм в комплексе садово-огородных почв, что можно объяснить широко распространённой среди садоводов практикой использования торфа в качестве почвоулучшающего субстрата. Известно, что в торфяниках олигоспоровые ак-



тиномицеты, в отличие от большинства зональных почв, обнаруживаются в большем числе и разнообразии (Звягинцев, Зенова, 2001; Широких, Широких, 2004).

В отличие от почвы садовых участков, в актиномицетных комплексах загородных почв и транспортной зоны были отмечены представители рода *Streptosporangium* как случайные и типичные редкие соответственно.

В долевом отношении комплексы актиномицетов различались в наибольшей степени по относительному обилию микромоноспор (рис. 12), доля которых в садово-огородных почвах в среднем (5,2%) вдвое уступала доле в почвах транспортной зоны (10,6%) и была близка к доле микромоноспоровых актиномицетов в почвах лесопарков (6,2%).

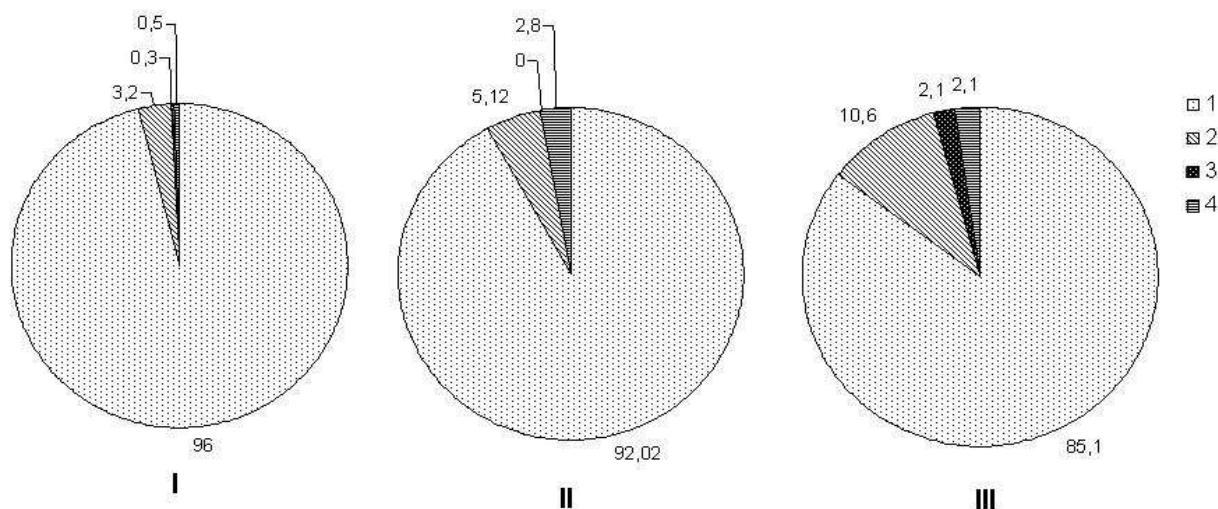


Рис. 11. Долевое участие представителей родов *Streptomyces* – 1, *Micromonospora* – 2, *Streptosporangium* – 3 и олигоспоровых видов – 4 в комплексах актиномицетов из почв различных экотопов: I – загородные лесопарки, II – садово-огородные участки в городе, III – придорожные экотопы города

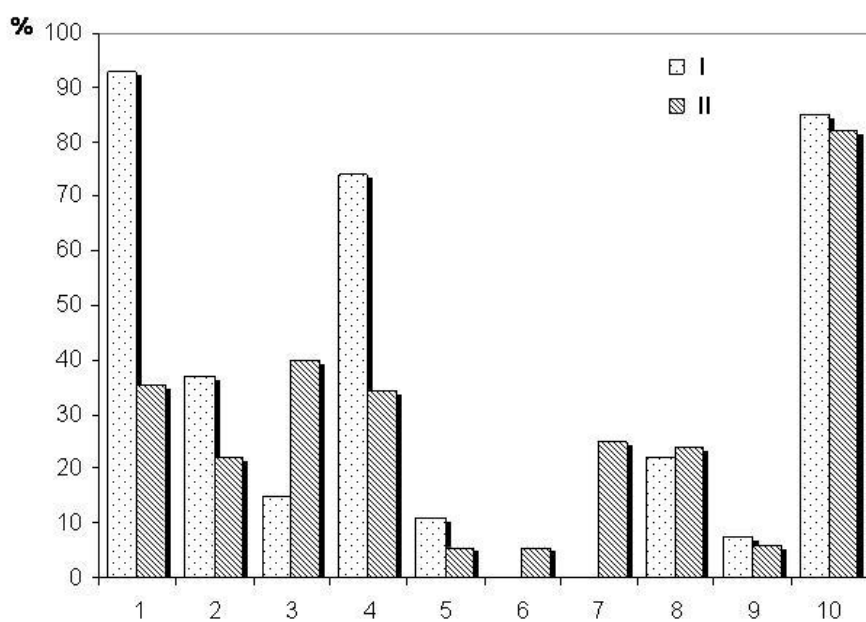
Внутри отдельно взятой выборки садово-огородных почв относительное обилие рода *Micromonospora* тоже варьировало в широких пределах (от 0,4 до 11,2%), что, очевидно, связано с особой требовательностью микромоноспор к таким экологическим факторам, как кислотность, влажность, аэрация, обеспеченность субстрата микроэлементами (Cross, 1981). Во всех рассматриваемых экотопах лидировали стрептомицеты, но в садово-огородных почвах и почвах загородных лесопарков виды рода *Streptomyces* составляли более 90% от общего количества мицелиальных прокариот, а в придорожных экотопах их доля была менее 90%. Доля олигоспоровых видов внутри выборки садово-огородных почв изменялась от 1,5 до 4,0%.

Оцениваемое с помощью индекса Шеннона разнообразие родов актиномицетов в комплексе садово-огородных почв составило  $H = 0,438$  бит/г, превысив более чем в два раза разнообразие актиномицетов в почве загородных лесопарков ( $H = 0,186$  бит/г). Однако комплексы почвенных актиномицетов того и другого экотопа уступали по разнообразию комплексу актиномицетов транспортной зоны, где значение индекса Шеннона достигло

0,709 бит/г. Таким образом, родовое разнообразие почвенных актиномицетов возрастало параллельно увеличению степени загрязнения ТМ в рассматриваемом ряду экотопов: загородные лесопарки < садово-огородные участки < придорожные экотопы. Больше разнообразие микроорганизмов в почвах с высоким уровнем загрязнения отмечалось ранее и другими авторами (Овчинникова и др., 2010).

Различия выявлены также при сравнении видовой структуры доминантного рода *Streptomyces* в садово-огородных почвах и почвах транспортных экотопов. Если в садово-огородных почвах стрептомицетный комплекс был представлен видами восьми секций и серий, то в транспортной зоне он был шире и включал виды десяти цветковых секций и серий. Различались в сравниваемых экотопах комплексы стрептомицетов и по составу доминантов. Так, в садово-огородных почвах доминировали по частоте встречаемости неокрашенные виды секций и серий *Albus Albus*, *Cinereus Achromogenes* и *Imperfectus*, а в комплексе стрептомицетов транспортных экотопов – только виды секции *Imperfectus* (рис. 12а). Их относительное обилие в транспортной зоне почти в 1,5 раза превышало обилие представителей секции *Imperfectus* в комплексе садово-огородных почв (рис. 12б). Существенно различалось в сравниваемых комплексах долевое участие видов секций и серий *Albus Albocoloratus* и *Cinereus Achromogenes*. В садово-огородных почвах их доля в комплексе в 2,5 раза была выше, чем в почвах придорожных газонов.

Меньшую, по сравнению с транспортной зоной, насыщенность стрептомицетного комплекса пигментированными формами в садово-огородных почвах города можно объяснить более низким уровнем загрязнения этой категории земель. Известно, что определённые виды актиномицетов образуют комплекс пигментов различных типов, качественный и количественный состав которых зависит от компонентного состава, pH и других условий среды (Калакуцкий, Агре, 1977). Ряд образуемых актиномицетами пигментов, таких, как меланины (Зенова, 1977), каротиноиды (Kato et al, 1995. Schumann et al, 1996), способны эффективно влиять на ключевые процессы клеточного метаболизма, выполняя тем самым функции универсальных протекторов при воздействии на клетку неблагоприятных факторов физической и химической природы (Барабой, 2001, Капитанов, Пименов, 1996). По всей видимости, условия транспортных экотопов способствуют насыщению актиномицетного комплекса пигментированными видами, обладающими соответствующей биохимической защитой от воздействия загрязняющих веществ, тогда как комплекс садово-огородных почв, как и комплекс загородных лесопарков, представлен преимущественно неокрашенными видами стрептомицетов.



a

б

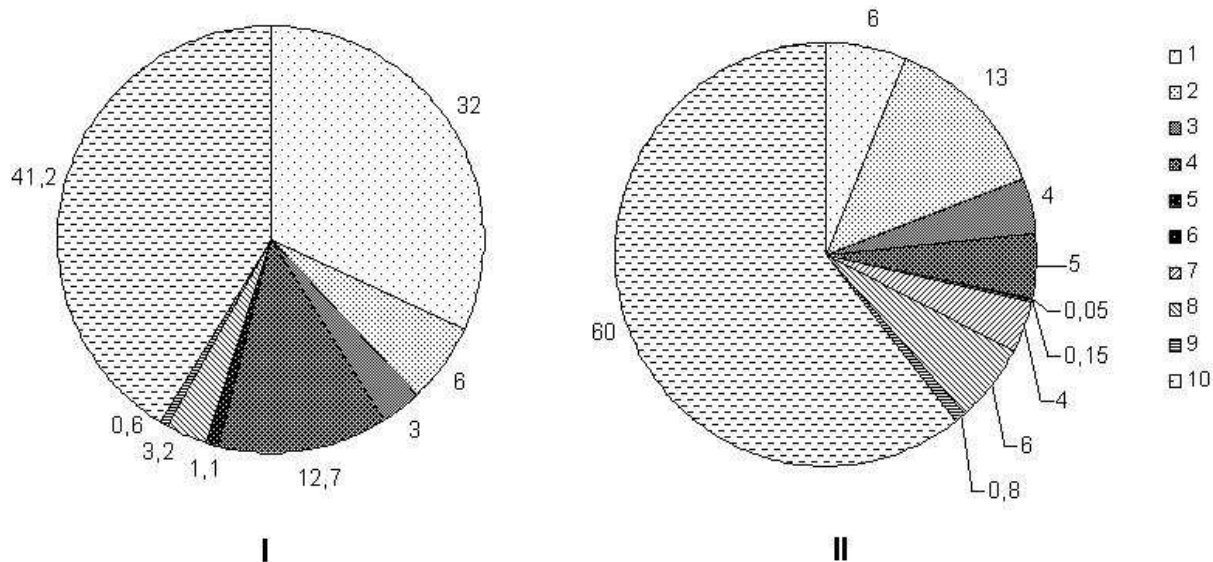


Рис. 12. Частота встречаемости (а) и долевое участие (б) видов

в стрептомицетном комплексе в зависимости от категории земель:

- I – садово-огородные участки, II – транспортная зона. 1 – *Albus Albus*,  
 2 – *Albus Albocoloratus*, 3 – *Cinereus Chromogenes*, 4 – *Cinereus Achromogenes*,  
 5 – *Cinereus Violaceus*, 6 – *Cinereus Aureus*, 7 – *Helvolo-Flavus Flavus*,  
 8 – *Helvolo-Flavus Helvolus*, 9 – *Roseus Ruber*, 10 – *Imperfectus*

С использованием совокупности полученных характеристик провели количественную оценку сходства актиномицетного комплекса садово-огородных почв города с комплексами геохимически сопряжённых почв загородной и транспортной зоны. Вычисленное с помощью коэффициента Соренсена сходство между комплексами актиномицетов садово-огородных почв и почв транспортной зоны было выше ( $K_s = 52\%$ ), чем сходство между комплексами садово-огородных почв и почв загородных лесопарков ( $K_s = 40\%$ ). Минимальным сходством характеризовались комплексы почв загородной и транспортной зоны ( $K_s = 11\%$ ).

Полученные результаты говорят о том, что садово-огородные почвы города, хотя и трансформированы существенным образом под влиянием агро- и урбаногенных факторов, всё же сохраняют по структуре комплекса почвенных актиномицетов значительное сходство с загородными территориями. В перечне мер по сохранению биологического разнообразия урбанизированных территорий (Стратегия сохранения..., 2001) предусмотрено поддержание целостности природных экосистем за счёт формирования экологических коридоров, к числу которых обычно относят садово-парковые комплексы, городские леса и лесопарки, бульвары и скверы. Очевидно, расположенные в черте города садоводческие товарищества также могут рассматриваться в качестве экологически сбалансированного компонента городского ландшафта, способствующего улучшению средообразующих и средозащитных функций почвенных микроорганизмов и сохранению живой природы в целом.

### **Изучение реакции актиномицетов на загрязнение почвы в модельном опыте**

Для городов характерно комбинированное воздействие на почвенный покров комплекса загрязняющих факторов. К числу приоритетных воздействий на почвенную микробную систему в условиях города можно отнести смещение реакции среды, по сравнению с зональными почвами, в щелочную сторону (Строганова и др., 1997). На фоне общего подщелачивания городских почв развивается загрязняющее действие ТМ, среди которых лидирующее место занимает свинец (Убугунов, Кашин, 2004). Для бактерий токсичность ионов свинца может быть связана с генерацией в клетке ряда радикальных соединений и формированием прочных связей между ионами металла и сульфгидрильными группами белков (Янева, 2009.) Экологические аспекты изменения среды обитания актиномицетов через подщелачивание почвенного раствора в комбинации с токсическим действием ТМ изучены недостаточно.

Целью нашей работы являлось определение факторного влияния подщелачивания, загрязнения почвы свинцом и стадии сукцессии на общую численность почвенных актиномицетов, а также изучение ответной реакции на воздействие указанных урбаногенных факторов со стороны отдельных компонентов актиномицетного комплекса: стрептомицетов, микромоноспор и олигоспоровых форм.

Исследования проведены в модельном опыте, схема закладки которого предусматривала обработку результатов методом многофакторного дисперсионного анализа. Рассмотрено влияние следующих факторов: А – подщелачивание (добавление в почву 1 и 5%  $\text{CaCO}_3$  от веса почвы, без добавления), В – загрязнение свинцом (добавление в почву 20 и 40 мкг/г  $\text{Pb}^{2+}$ , без добавления), С – стадия сукцессии (4-е, 11-е и 18-е сутки с момента увлажнения). Наблюдения за динамикой общей численности актиномицетов в ходе сукцессии, вызванной увлажнением воздушно-сухой дерново-подзолистой почвой, показало, что основные изменения показателя происходили за счёт представителей рода *Streptomyces*, численность которых варьировала в пределах от

$4,4 \times 10^5$  до  $1,2 \times 10^6$  КОЕ/г в зависимости от варианта опыта и стадии сукцессии. Вклад микромонопоровых (от  $1,0 \times 10^4$  до  $1,1 \times 10^5$  КОЕ/г) и олигоспоровых (от  $1,7 \times 10^4$  до  $1,3 \times 10^5$  КОЕ/г) видов в общую численность мицелиальных прокариот (от  $5,2 \times 10^5$  до  $1,4 \times 10^6$  КОЕ/г) уступал полиспоровым видам на порядок и более. Динамичный характер показателя численности различных родов актиномицетов свидетельствовал об активно протекающих в почве процессах размножения, гибели и перестройки популяционной структуры актиномицетов – организмов со сложными циклами развития, включающими мицелиальную и спорую стадии.

Сукцессионная динамика численности отдельных родов актиномицетов в вариантах с исходной почвой и с почвами, подвергнутыми воздействию подщелачивания и загрязнения свинцом высокой интенсивности, носила различный характер (рис. 13).

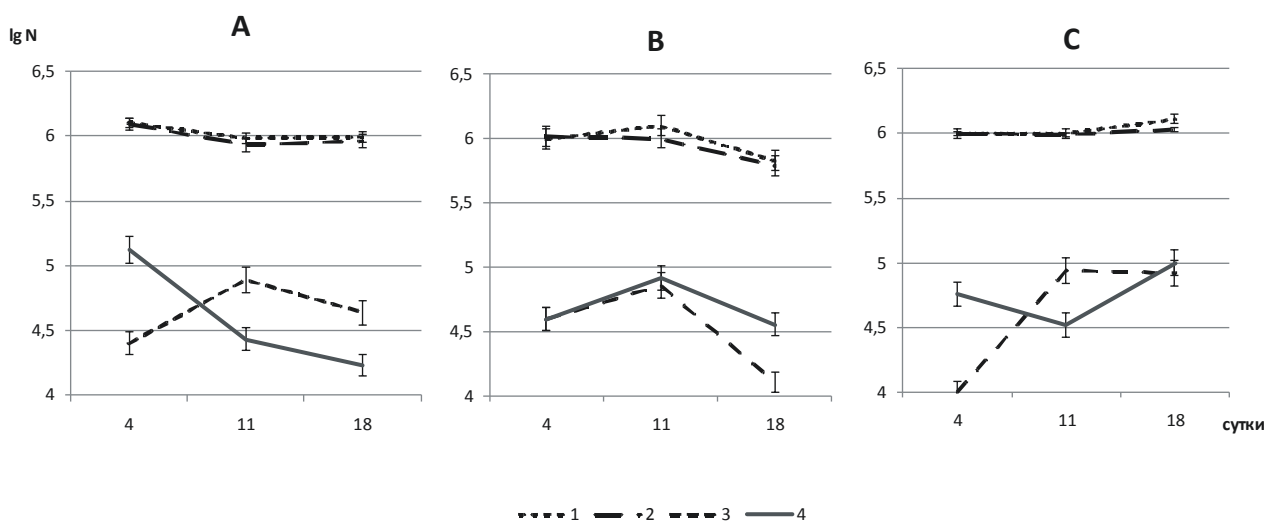


Рис. 13. Динамика общей численности актиномицетов (1), стрептомицетов (2), микромонопоров (3) и олигоспоровых форм (4) в ходе сукцессии, вызванной увлажнением почвы без добавок (А), при добавлении к почве 40 мг/г ионов свинца (В), 5% CaCO<sub>3</sub> (С)

В наибольшей степени под воздействием урбаногенных факторов изменялась динамика численности микромонопоровых и олигоспоровых актиномицетов, тогда как динамика численности стрептомицетов и общей численности мицелиальных прокариот сохраняла большую стабильность.

Результаты трёхфакторного дисперсионного анализа показали, что варьирование общей численности актиномицетов и рода *Streptomyces* в почве существенно ( $p < 0,001$ ) обусловлены стадией сукцессии и изменением реакции среды, а численность микромонопоров зависит только от стадии сукцессии ( $p < 0,0001$ ). На численность олигоспоровых видов в трёхфакторном дисперсионном комплексе ни один из рассмотренных факторов не оказал достоверного влияния. Дальнейший анализ факторных воздействий на мицелиальные прокариоты проводили, рассматривая отдельно двухфакторные дисперсионные комплексы на каждом этапе сукцессии.

В начале сукцессии (4-е сутки) под воздействием 20 мкг/г  $Pb^{2+}$  наблюдали снижение численности стрептомицетов и общей численности актиномицетов (с  $1,2 \pm 0,19$  до  $0,76 \pm 0,057 \times 10^6$  КОЕ/г). Под воздействием 40 мкг/г  $Pb^{2+}$  значительных изменений в численности мицелиальных прокариот по сравнению с исходной почвой не выявлено (рис. 14а).

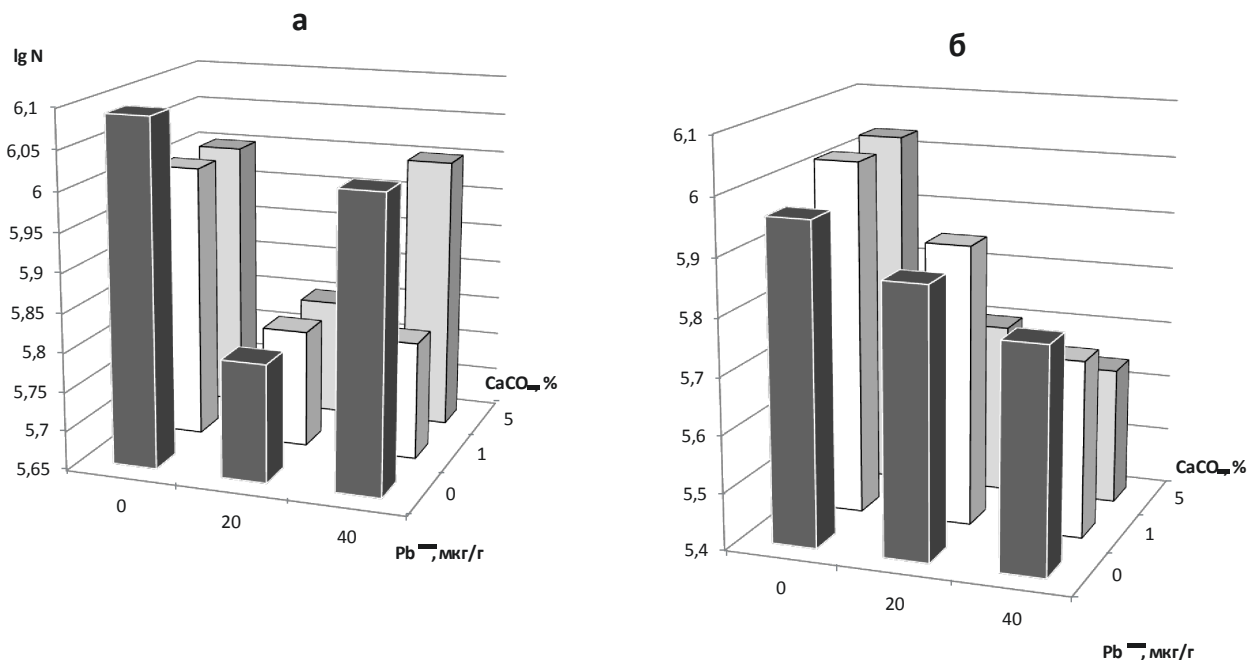


Рис. 14. Изменение численности стрептомицетов в подвергнутой подщелачиванию и загрязнению свинцом почве на раннем (а) и позднем (б) этапах сукцессии

Следовательно, реакция стрептомицетов на загрязнение почвы ионами  $Pb^{2+}$  различалась в зависимости от интенсивности воздействия. Рост стрептомицетов при воздействии низкой интенсивности был подавлен (стратегия «выжидания»), а при воздействии более высокой интенсивности, напротив, активизирован (стратегия «убегания»). В связи с неоднозначностью реакции стрептомицетов на загрязнение почвы свинцом влияние фактора В при дисперсионном анализе оценивалось как недостоверное (см. табл. 9 и 10), а существенное влияние на варьирование численности рода *Streptomyces* ( $F = 5,11$ ,  $p < 0,0175$ ) и общей численности актиномицетов ( $F = 6,16$ ,  $p < 0,0091$ ) оказал фактор подщелачивания почвы (А). На раннем этапе сукцессии он обусловил снижение показателей численности стрептомицетов, по сравнению с исходной почвой, во всех вариантах загрязнения (рис. 14а). На более позднем этапе сукцессии (18-е сутки) численность стрептомицетов при подщелачивании среды достоверно возросла, тогда как при внесении свинца, отдельно и в сочетании с подщелачиванием, имела более низкие значения, чем в контроле (рис. 14б). Особенно низкой численность стрептомицетов ( $4,4 \times 10^5$  КОЕ/г) была при одновременном воздействии двух факторов высокой интенсивности.

Численность рода *Micromonospora* на раннем этапе сукцессии, по сравнению с контролем, существенно снижалась при подщелачивании почвы и возрастала при загрязнении свинцом (рис. 15а).

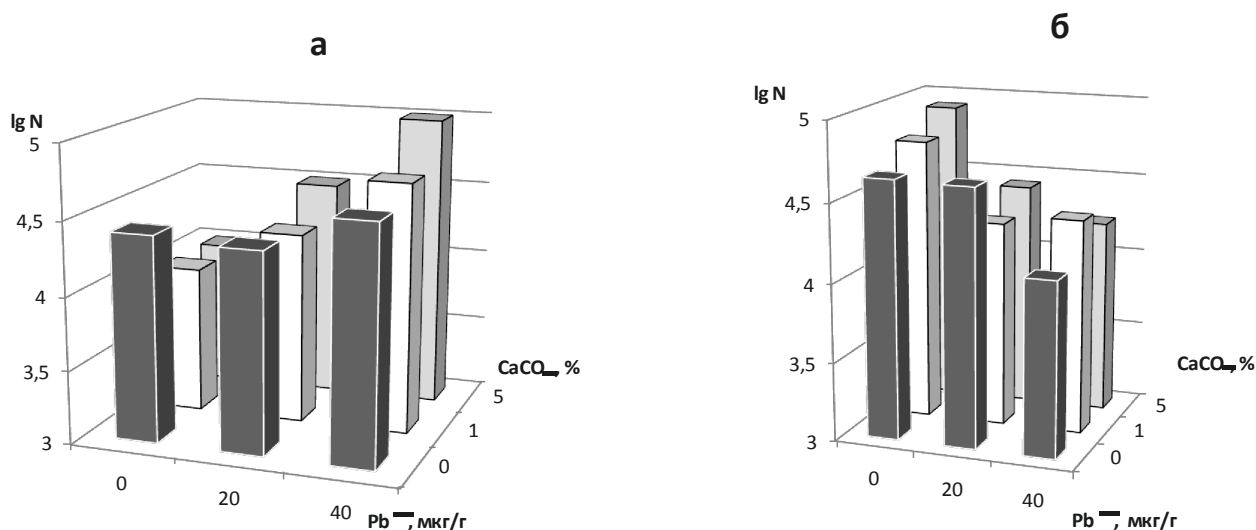


Рис. 15. Изменение численности микромонопор в подвергнутой подщелачиванию и загрязнению свинцом почве на раннем (а) и позднем (б) этапах сукцессии

Оба фактора, а также их взаимодействие  $A \times B$ , оказали на микромонопоровые актиномицеты достоверное влияние (табл. 12), однако вклад фактора А в общее варьирование численности микромонопор в шесть раз превышал вклад фактора В. Наиболее существенно в начале сукцессии увеличилась их численность ( $1,1 \times 10^5$  КОЕ/г) в почве, подвергнутой одновременно подщелачиванию и загрязнению свинцом (рис. 15а). На последующих этапах сукцессии влияние фактора загрязнения почвы свинцом на микромонопоры оценивалось уже как несущественное (табл. 13), и только подщелачивание почвы оказывало значимое влияние на варьирование численности рода *Micromonospora* (рис. 15б).

Таблица 12

Оценка степени влияния факторов на численность актиномицетов на ранней стадии сукцессии, вызванной увлажнением почвы

Источник варьирования	df	SS	F	p
Стрептомицеты				
Подщелачивание почвы (фактор А)	2	6536,9	5,11	0,0175*
Загрязнение Pb <sup>2+</sup> (фактор В)	2	1689,8	1,32	0,2916
Взаимодействие факторов А×В	4	492,1	0,19	0,9393
Общее варьирование	18	11514,7	–	–
Микромонопоры				
Подщелачивание почвы (фактор А)	2	153,5	33,98	0,0000*
Загрязнение Pb <sup>2+</sup> (фактор В)	2	24,8	5,51	0,0136*
Взаимодействие факторов А×В	4	54,89	6,07	0,0028*
Общее варьирование	18	40,7	–	–
Олигоспоровые формы				
Подщелачивание почвы (фактор А)	2	128,1	7,39	0,0045*
Загрязнение Pb <sup>2+</sup> (фактор В)	2	50,3	2,90	0,0809
Взаимодействие факторов А×В	4	105,0	3,03	0,0449*
Общее варьирование	18	156	–	–

Общая численность актиномицетов				
Подщелачивание почвы (фактор А)	2	8267,8	6,16	0,0091*
Загрязнение Pb <sup>2+</sup> (фактор В)	2	2453,6	1,83	0,1891
Взаимодействие факторов А×В	4	1153,5	0,43	0,7851
Общее варьирование	18	12072,0	–	–

Примечание. Здесь и далее  $df$  – число степеней свободы,  $SS$  – сумма квадратов,  $F$  – критерий Фишера,  $p$  – уровень значимости. \*  $P \geq 0,95$ .

Таблица 13

**Оценка степени влияния факторов на численность актиномицетов  
на поздней стадии сукцессии, вызванной увлажнением почвы**

Источник варьирования	$df$	$SS$	$F$	$p$
Стрептомицеты				
Подщелачивание почвы (фактор А)	2	11384,7	21,35	0,0000*
Загрязнение Pb <sup>2+</sup> (фактор В)	2	500,2	0,94	0,4097
Взаимодействие факторов А×В	4	1795,1	1,68	0,1976
Общее варьирование	18		–	–
Микромоноспоры				
Подщелачивание почвы (фактор А)	2	100,1	3,81	0,0418*
Загрязнение Pb <sup>2+</sup> (фактор В)	2	3,63	0,14	0,8720
Взаимодействие факторов А×В	4	27,3	0,52	0,7234
Общее варьирование	18	236,7	–	–
Олигоспоровые формы				
Подщелачивание почвы (фактор А)	2	32,7	1,41	0,2690
Загрязнение Pb <sup>2+</sup> (фактор В)	2	70,2	3,04	0,0730
Взаимодействие факторов А×В	4	65,8	1,42	0,2667
Общее варьирование	18	208	–	–
Общая численность актиномицетов				
Подщелачивание почвы (фактор А)	2	15086,9	23,54	0,0000*
Загрязнение Pb <sup>2+</sup> (фактор В)	2	222,0	0,35	0,7118
Взаимодействие факторов А×В	4	2885,8	2,25	0,1039
Общее варьирование	18	5768,0	–	–

Численность олигоспоровых актиномицетов в результате моделирования урбаногенного воздействия на первом этапе сукцессии снизилась по сравнению с исходной почвой (рис. 16а). По данным дисперсионного анализа, достоверное влияние на варьирование численности олигоспоровых форм на этом этапе оказали фактор А и взаимодействие факторов А×В (табл. 12). В дальнейшем, на фоне сукцессионного снижения численности олигоспор, обусловленного в почве без добавок естественными причинами (рис. 5а), существенно более высокий уровень численности олигоспоровых форм наблюдали в результате добавления в почву свинца ( $F = 8,58$ ,  $p < 0,0024$ ) и подщелачивания среды ( $F = 13,62$ ,  $p < 0,0003$ ) (рис. 16б и 16в). Значимое влияние на варьирование численности олигоспор на промежуточном этапе сукцессии (11-е сутки) оказало также взаимодействие факторов А×В (табл. 14).



**Оценка степени влияния факторов на численность  
олигоспоровых актиномицетов на промежуточной стадии сукцессии,  
вызванной увлажнением почвы**

Источник варьирования	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Подщелачивание почвы (фактор А)	2	112,96	13,62	0,0003*
Загрязнение Pb <sup>2+</sup> (фактор В)	2	71,18	8,58	0,0024*
Взаимодействие факторов А×В	4	130,37	7,86	0,0008*
Общее варьирование	18	74,67	–	–

В отношении стрептомицетов и моноспор на промежуточных стадиях сукцессии ни один из рассматриваемых факторов не был существенным, а общая численность актиномицетов в почве достоверно определялась только взаимодействием факторов А×В ( $F = 2,97$ ,  $p < 0,048$ ).

Таким образом, полученные в модельном опыте результаты показали, что реакция почвенных актиномицетов на такие факторы городской среды, как подщелачивание и загрязнение почвы ионами свинца, в значительной степени зависит от стадии почвенной сукцессии и наиболее выражена на первом этапе её развития, что необходимо учитывать при выборе сроков почвенного обследования. При одновременном воздействии на мицелиальные прокариоты рассмотренных факторов влияние подщелачивания выступает на первый план. Смещение рН почвенного раствора в щелочную сторону, даже в пределах 0,5–1,0 ед., вызывает в начале сукцессии снижение общей численности актиномицетов, в первую очередь – стрептомицетов, в меньшей степени – олигоспоровых видов. На более поздних этапах сукцессии щелочная среда становится фактором, способствующим увеличению численности стрептомицетов и олигоспор.

Воздействие ионов свинца на варьирование численности актиномицетов в почве, как правило, уступает по силе фактору подщелачивания среды. В начале сукцессии присутствие свинца способствует увеличению численности микромоноспор, стрептомицетов и, как следствие, общего количества актиномицетов. Этому могут оказывать содействие структурные особенности клеточной стенки актиномицетов. Отдельные виды, благодаря хелатирующему действию ряда компонентов клеточных стенок, способны не только выживать в условиях загрязнения среды тяжелыми металлами (Beveridge, 1989; Gadd, 1990; Hemida et al., 1997), но и участвовать в детоксикации поллютантов.

Однако к концу сукцессии численность перечисленных компонентов актиномицетного комплекса имеет тенденцию к снижению, значимость которого маскируется одновременным действием подщелачивания, поскольку в щелочной среде подвижность ионов металлов заметно снижена.

Наибольшей диагностической значимостью в отношении факторов городской среды обладают представители рода *Micromonospora*, изменение численности которых на ранних и поздних этапах сукцессии достоверно обусловлено влиянием обоих рассмотренных факторов, а также их взаимодействием.

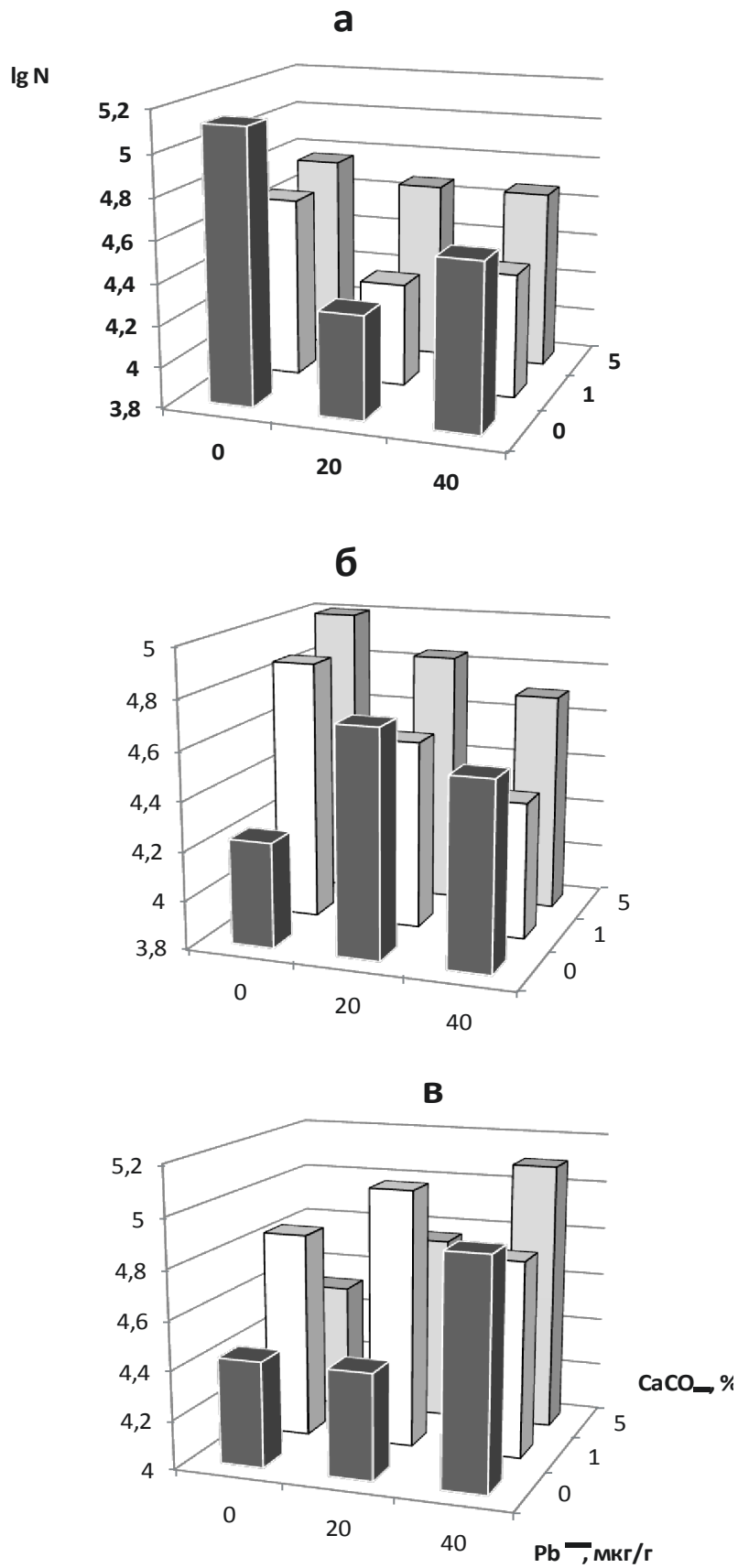


Рис. 16. Изменение численности олигоспоровых актиномицетов в подвергнутой подщелачиванию и загрязнению свинцом почве на разных этапах сукцессии: раннем (а), промежуточном (б), позднем (в)

## Сравнительная характеристика кинетических свойств изолятов стрептомицетов из урбанозёмов и почв фоновых территорий

Поскольку стрептомицеты реализуют так называемую «стратегию поиска» (сочетание олиготрофии с быстрым освоением пространства), их рост подчиняется линейному закону (Кожевин, 1989), и скорость роста колоний практически постоянна. Эта особенность позволяет установить кардинальные для роста стрептомицетов значения факторов внешней среды по величине радиальной скорости роста колоний на плотной питательной среде.

В задачу следующего этапа нашей работы входило описание кинетических свойств изолятов из городских экотопов и природной почвы при различных значениях рН и в зависимости от концентрации ионов свинца в среде. В модельных опытах были исследованы 18 культур рода *Streptomyces*, изолированных из урбанозёмов города, и 11 культур, изолированных из природной зональной почвы (Государственный природный заповедник «Нургуш»). Определение радиальной скорости ( $K_r$ ) роста стрептомицетов проводили, выращивая культуры на среде Гаузе 1 при температуре 28 °С. Каждый изолят выращивали в пяти повторностях. Динамику роста мицелиальных бактерий оценивали на 3-и, 6-е и 9-е сутки после посева. Измеряли суточный прирост диаметра колоний в двух взаимно перпендикулярных направлениях. Радиальную скорость роста колоний рассчитывали по формуле:

$$K_r = (d_2 - d_1) / (t_2 - t_1),$$

Где  $d_1$  и  $d_2$  – диаметр колонии (мм) в начальный и конечный моменты измерения соответственно;  $t_1$  и  $t_2$  – время (сутки) начального и конечного измерения.

Средние значения радиальной скорости роста ( $K_r$ ) при различных значениях рН для 11 культур стрептомицетов из природной почвы значительно уступали средним значениям  $K_r$ , рассчитанным для 18 изолятов из урбанозёмов. Так, средние значения  $K_r$  для природных изолятов возрастали от 11,37 до 26,84 мкм/час по мере подщелачивания среды, а для городских культур менее значительно – в пределах от 33,06 до 36,53 мкм/час. При рН 5,5 радиальная скорость роста природных изолятов в среднем была в 3 раза, при рН 6,5–7,5 – в 1,36 раза ниже, чем у культур из городских экотопов.

Три культуры стрептомицетов из фоновой почвы не обеспечили рост на среде с рН 5,5, тогда как культуры из урбанозёмов развивались во всём диапазоне (рН 5,5–7,5) заданных значений кислотности.

При добавлении в питательную среду ионов свинца в дозах 10, 20 и 30 мкг/мл наблюдали снижение радиальной скорости роста стрептомицетов по сравнению со значениями, отмеченными без добавления токсичных ионов. Средние значения  $K_r$  для культур, изолированных из фоновой почвы (7,9–12,35 мкм/час), опять же уступали таковым характеристикам культур, выделенных из урбанозёмов (15,17–21,99 мкм/час). В том и другом случаях максимальные значения радиальной скорости роста были отмечены при концентрации ионов свинца 20 мкг/мл, а минимальные – при 10 мкг/мл (рис. 17). По-видимому, ответная реакция стрептомицетов на малые концентрации токсиканта может отличаться от реакции на более высокие концентрации (20–30 мкг/мл) и выра-

жаться замедлением распространения мицелия в пространстве. При увеличении токсической нагрузки стрептомицеты реализуют стратегию, заключающуюся в попытке «избежать» контакта с токсикантом, увеличивая радиальную скорость роста. При дальнейшем увеличении токсической нагрузки по свинцу до 30 мкг/мл адаптационные возможности одних штаммов истощаются, и они снижают значения  $K_r$ , по сравнению с нагрузкой 20 мкг/мл, тогда как у других, адаптационный потенциал которых, очевидно, выше, радиальная скорость роста продолжает возрастать в токсических условиях.

Доля изолятов, реализующих в присутствии 30 мкг/г свинца стратегию «избегания», в урбаноэмах составила 41%, а в фоновой почве – 18% от общего количества исследуемых представителей. Их толерантность не исчерпывалась при 20 мкг/мл, а скорость роста продолжала возрастать вплоть до 30 мкг/л ионов свинца. В то же время в присутствии 30 мкг/мл ионов свинца среди изолятов из фоновой почвы не обеспечили рост 36%, а из урбаноэмов – только 17% культур. Это говорит о том, что в условиях городской среды естественный отбор направлен, по-видимому, в сторону сохранения культур, отличающихся достаточно высокой скоростью вегетативного роста, что позволяет им находить в почве относительно благоприятные для своего развития микролокусы.

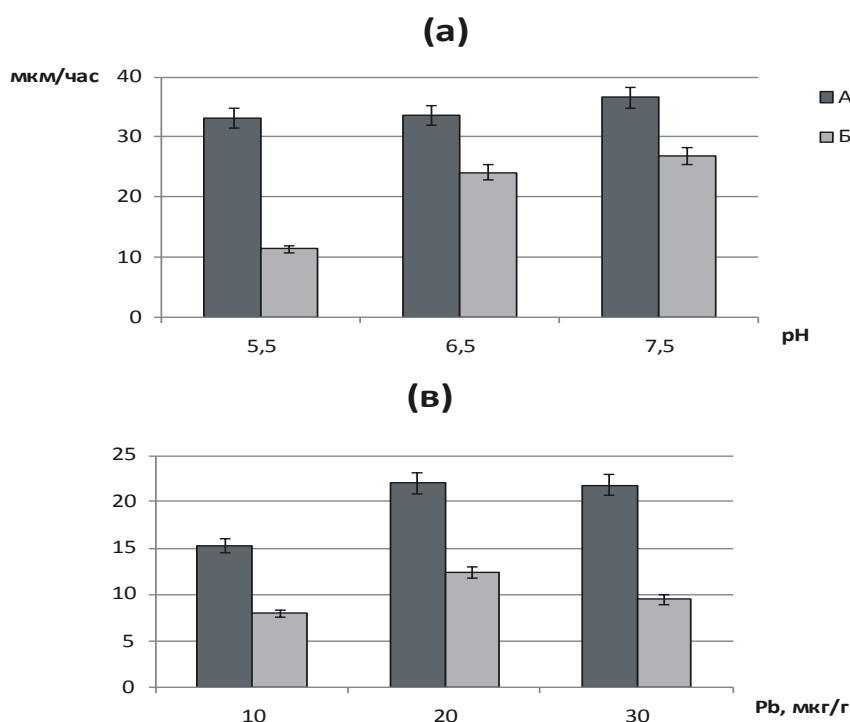


Рис. 17. Средние значения радиальной скорости роста изолятов стрептомицетов из урбаноэмов (А) и природной почвы (Б) в зависимости от кислотности (а) и концентрации свинца (в) в среде

Изучение воздействия факторов городской среды на кинетические характеристики почвенных актиномицетов рода *Streptomyces* позволяет сделать заключение о меньшей чувствительности изолированных из урбаноэмов стрептомицетов к реакции среды и токсичности ионов свинца и более широком диапазоне их адаптивности, по сравнению со стрептомицетами, распространёнными в природной зональной почве.

## Изменение антибиотического потенциала стрептомицетов под воздействием тяжёлых металлов

Различная устойчивость компонентов микробного сообщества почвы к воздействию нарушающих факторов городской среды приводит к выпадению наиболее чувствительных звеньев, нарушению естественного равновесия между отдельными группами микрофлоры (Кобзев, 1980; Левин и др., 1989; Hemida et al., 1997). Если в зону действия ТМ попадают микробы-антагонисты, их подавление может увеличить сроки самоочищения почв вследствие снижения пула микробных антибиотиков – низкомолекулярных продуктов метаболизма, обладающих высокой физиологической активностью и подавляющих в малых концентрациях рост микроорганизмов, вирусов, простейших.

Способность к синтезу антибиотиков широко распространена среди типичных почвенных микроорганизмов – актиномицетов. Среди известных сегодня микробных антибиотиков 70% синтезируется штаммами, принадлежащими к порядку Actinomycetales и, главным образом, одному из родов – *Streptomyces* (Воейкова, 2008).

Как и другие живые организмы, стрептомицеты в условиях загрязнения окружающей среды могут изменять свою метаболическую активность. В связи с этим в модельном опыте выясняли, как влияет добавление свинца ( $Pb^{2+}$ ) и кадмия ( $Cd^{2+}$ ) в среду для культивирования стрептомицетов на их антагонистическую активность в отношении других бактерий. Исследовали по пять природных изолятов из двух экотопов с различной степенью загрязнения – урбанозёмы г. Кирова и почвы Государственного природного заповедника «Нургуш» (Кировская область). Стрептомицеты выращивали на средах, приготовленных в трёх вариантах: овсяный агар (контроль); овсяный агар + 20 мкг/мл  $Pb^{2+}$  в форме сульфата; овсяный агар + 2 мкг/мл  $Cd^{2+}$  в форме хлорида. В качестве тест-культур использовали грамотрицательные (*Flavobacterium* sp. L 30, *Pseudomonas sepacia*, *Ervinia herbicola*) и грамположительные (*Corynebacterium* M1-1, *Bacillus subtilis* 26-Д и *B. subtilis* ИПМ-215) бактерии. Антибиотическую активность определяли методом диффузии в агар.

Метаболиты, продуцируемые стрептомицетами на среде без добавления тяжёлых металлов, существенно влияли как на грамотрицательные, так и на грамположительные тест-бактерии, ограничивая их рост в 80% случаев попарных взаимодействий. Спектры антагонистической активности и величины зон ингибирования роста бактерий для изолятов из разных местообитаний существенно не отличались.

Добавление в среду 20 мкг/мл  $Pb^{2+}$  вызвало изменение их антагонистической активности, по сравнению с отмеченной в контроле, но практически не оказало влияния на рост стрептомицетов. В присутствии ионов свинца антагонистическая активность стрептомицетов чаще (в 18 из 60 попарных метаболических взаимодействий) снижалась или утрачивалась полностью, и только в пяти случаях появилась *de novo*. Снижение или полная утрата антагонистической активности в основном наблюдались в отношении грамотрицательных, но не грамположительных тест-культур.

Добавление в культуральную среду соли кадмия препятствовало росту 40% исследуемых изолятов, у остальных культур наблюдалась задержка роста на 7–14 дней. Из шести видов стрептомицетов, выросших в присутствии кадмия, четыре являлись изолятами из почвы заповедника «Нургуш», а два были выделены из урбанозёмов. Практически не наблюдалось задержки роста на среде с добавлением кадмия у изолята *S. canescens*, выделенного из урбанозёма и не проявившего в контроле антагонистических свойств к большинству тест-культур.

Антагонистическая активность стрептомицетов в присутствии кадмия снизилась в 8, а появилась – в 6 из 36 попарных метаболических взаимодействий с тест-культурами бактерий. Усиление антагонистической активности под воздействием кадмия проявлялось в основном в отношении грамотрицательных, а снижение, наоборот, – в отношении грамположительных бактерий. При сравнении культур стрептомицетов, изолированных из разных экотопов, был отмечен различный характер изменений их антагонистической активности под воздействием тяжёлых металлов.

Таким образом, добавление свинца ( $Pb^{2+}$ ) и кадмия ( $Cd^{2+}$ ) в среду для культивирования стрептомицетов оказало влияние на их антагонистическую активность в отношении других бактерий. Полученные результаты свидетельствуют о возможности снижения естественной супрессивности почв под воздействием загрязнения тяжёлыми металлами.

В итоге можно заключить, что адаптационные возможности актиномицетов к комплексному воздействию урбаногенных факторов и стрессовому воздействию ТМ в частности достаточно велики, они проявляются на разных уровнях организации – организменном, популяционном и ценотическом. В то же время полученные данные и сложившиеся на современном этапе представления об особенностях структурно-функциональной организации комплексов мицелиальных прокариот в условиях техногенного загрязнения дают основание для включения актиномицетных индикаторных показателей в систему биомониторинга урбоэкосистем. Количественный и качественный состав актиномицетного населения урбанозёмов при сравнении с фоновыми территориями может дать информацию о степени нарушенности почвенной микробной системы в целом и иметь прогностическую ценность в отношении сохранения почвой супрессивности, направленной против патогенных и оппортунистических видов микроорганизмов.

#### **4.3. ГРИБЫ В УРБОЭКСИСТЕМАХ**

Грибы являются жизненно необходимым компонентом для функционирования и саморегулирования любой наземной или водной экосистемы нашей планеты и её биосферы. Образую особый экогоризонт, они контролируют широкий спектр экосистемных функций – первичную и вторичную продуктивность, регенерацию биофильных элементов путём разложения растительных и животных остатков и перевода элементов из геологического в биологический круговорот, в качестве редуцентов выполняют роль посредников между живым

и костным веществом биосферы (Burford et al., 2003; Каратыгин, 1994; Мухин и др., 2000;). Всевыше сказанное относится и к урбоэкосистемам, несмотря на их некоторую искусственность. С учетом широкого распространения грибов в экосистемах, они могут быть использованы в качестве потенциальных организмов-биоиндикаторов состояния окружающей среды.

Оценка загрязнения городской среды различными токсикантами является одной из важнейших задач фоновый мониторинга. Среди большого многообразия токсикантов, обнаруживаемых в городской среде, особое место занимают ТМ. Соединения этих элементов обладают высокой подвижностью, биаккумуляционной способностью и, в отличие от загрязнителей органической природы, включившись в биогеохимические циклы, способны сохранять свою биологическую активность практически бесконечно. Некоторые живые организмы способны к накоплению химических элементов, в том числе и ТМ, в значительных количествах и могут рассматриваться в качестве организмов-биоиндикаторов. В условиях городской среды такими организмами могут быть грибы-микромитеты и высшие базидиальные грибы. Большая площадь соприкосновения мицелия с окружающей средой и осмофильное питание гиф обеспечивает способность грибов практически беспрепятственно поглощать и накапливать в избыточных количествах различные вещества, включая ТМ. Наличие токсикантов в окружающей среде сказывается на различных характеристиках и всех уровнях организации грибов.

По сравнению с другими организмами, грибы считаются довольно устойчивыми к действию токсических веществ и ТМ. Объяснением этому может быть высокий адаптационный потенциал и хорошая регенерирующая способность грибов. Кроме того, грибы способны нейтрализовать разнообразные токсические элементы, выделяя большое количество органических кислот, которые образуют с ними менее токсичные комплексы (Евдокимова, 1984). Возможность грибов выживать в присутствии ТМ зависит от набора биохимических особенностей, физиологических и генетических адаптаций грибов и природных изменений соединений металлов. Биологические механизмы толерантности грибов к ТМ включают внутриклеточную аккумуляцию, комплексообразование, трансформацию металла путём окисления, восстановления, метилирования, биосорбцию клеточными стенками, пигментами или экстрацеллюлярными полисахаридами, снижение транспорта или проницаемости, внутриклеточное распределение и осаждение или отчуждение (Gadd, 1992). Было установлено, что токсичные металлы могут влиять на грибные популяции и сообщества, снижая обилие и разнообразие видов, отбирая устойчивые популяции (Nordgren et al., 1985; Марфенина, 2005) и антропогенного воздействия на уровне сообщества микромитетов обычно фиксируют изменение биомассы, численности, видовой структуры (Nordgren et al., 1983; Лебедева, Канивец, 1991; Евдокимова, 1995; Марфенина, 1999). Например, существенное снижение биомассы в окрестностях металлургического комбината (до 75%) и сокращение видового состава микромитетов отмечалось при накоплении Cu и Zn в почве в количествах, превышающих фоновое на 2–3 порядка. При содержании меди до 10 000 мг/кг почвы

средняя длина мицелия была более чем в два раза меньше (1500 м/г), чем в фоновых условиях при 15 мг/кг (3500 м/г) (Nordgren et al., 1983).

Изменение биомассы мицелия микромицетов в дерново-подзолистых почвах в зонах сильного загрязнения металлами, обеднение видового состава и упрощение структуры сообщества в условиях нарушенных местообитаний отмечалось О. Е. Марфениной (1985).

Также было зафиксировано уменьшение длины грибного мицелия при искусственном внесении кадмия с пылью в почву смешанного леса (Turnau, 1988). При этом на состояние грибного мицелия сильно влияла влажность почвы.

Кроме длины мицелия микромицетов в условиях антропогенного загрязнения меняются частота встречаемости и обилие чувствительных видов в структуре грибного сообщества. В зоне загрязнения металлургического комбината под воздействием ТМ снижалась встречаемость видов рода *Penicillium*, характерных для хвойных лесов. В то же время частота встречаемости нечувствительных к загрязнению видов грибов рода *Mortirella* не изменялась (Nordgren, Baath, 1983). Проведённый авторами анализ зависимости методом множественной корреляции показал, что концентрация ТМ в большей степени, чем почвенные характеристики, определяла состояние сообществ грибов. В городских системах формируются грибные сообщества, существенно отличающиеся от микобиоты природных зональных биогеоценозов по очень многим показателям: видовому составу грибов, видовой структуре, сезонной динамике грибных комплексов, по запасам почвенной грибной биомассы. Это позволяет говорить о специфичности городской микобиоты. Одними из главных средообразующих факторов в городской среде являются различные типы загрязнения – промышленного, транспортного и бытового происхождения. Благодаря этим типам загрязнений в городской среде создаются экологические условия, резко отличающиеся от зональных. Из всех перечисленных факторов городской среды самым существенным, постоянно действующим и охватывающим всю территорию города является автотранспортное загрязнение. Автомобильный транспорт и дорожная сеть воздействуют на среду городов как через загрязнение, включающее выхлопные газы, твёрдые выбросы, так и посредством нарушения естественной структуры биогеоценозов при прокладке дорог. В твёрдых частицах, поступающих вместе с выхлопными газами, присутствуют соединения ТМ – свинца, цинка, никеля, меди, которые оседают на поверхности почвы и придорожной растительности. Аккумуляция ТМ на придорожных территориях ведёт к изменению комплекса грибов, по сравнению с зональными экотопами. Так, при исследовании микобиоты придорожных почв (г. Пушкино) было отмечено, что наиболее разнообразными по видовому составу грибов были зональные дерново-подзолистые почвы ( $H = 2,6-2,7$ ), а в придорожных почвах – состав грибов обеднён. От почв контроля и переходной зоны придорожные участки, на которых была развита луговая растительность, отличались частотой встречаемости грибов различных видов (Марфенина, 2005). разным уровнем автотранспортного загрязнения в Подмоскowie авторами также было установлено,



что при высоких уровнях загрязнения ТМ комплекс микромицетов на поверхности растений изменяется за счёт увеличения тёмноокрашенных видов. Больше выделение меланинсодержащих грибов отмечалось и в приземных слоях воздуха около автострад. Здесь особенно часто и обильно выделялись тёмноокрашенные виды рода *Aspergillus*. Меланинсодержащие грибы резистентны ко многим антропогенным воздействиям, а кроме того, известны и как потенциально патогенные, и особенно – как аллергенные для человека (Hoog et al., 2000; Марфенина, 2005; Широких, Огородников, 2007).

Меланины – тёмные пигменты, представляющие собой высокомолекулярные полимерные соединения, образующиеся при ферментативном окислении фенолов, главным образом, пирокатехина, тирозина и диоксииндола с их последующей полимеризацией (Бриттон, 1986). Меланины являются обычными пигментами спор или гимениальных пластинок у плесневых и других грибов и существуют в клетках грибов, как меланопротеиды, а в некоторых случаях и гликомеланопротеиды (Жданова, Василевская, 1988). Исследованиями физиологических и химических особенностей меланиновых пигментов было обнаружено, что полимерные молекулы меланина способны эффективно влиять на ключевые процессы клеточного метаболизма. Помимо функции регулятора процессов окисления-восстановления, меланин играет роль универсального протектора при воздействии на клетку физико-химических факторов мутагенной и канцерогенной природы (Борщевская, Васильева, 1999). Меланизированные формы грибов более устойчивы по сравнению с альбиносными формами к целому ряду экстремальных воздействий. Считается, что в биологически регулируемых экологических системах, например, в хорошо развитых почвах, большинство тёмноокрашенных грибов по своему ферментативному оснащению выдерживают конкуренцию с беспигментными формами и также занимают места обитания, подвергаясь воздействию экстремальных физико-химических факторов, к которым они хорошо приспособлены благодаря наличию пигмента. Эти пигменты защищают грибы и от интенсивного разрушения при временном пребывании в почве, заполненной агрессивной микрофлорой, куда грибом падает с поверхности (Аббелланья (Nidderhake, 1988; Марфенина, 2005), *Aspergillus*, *Phialophora*, *Exophiala* и др., а также некоторые виды рода *Aspergillus*), продуцирующие в клеточную стенку тёмноокрашенные пигменты, преимущественно меланины (Hoog de G.S. et al., 2000; Саттон и др., 2001; Марфенина, 2005; Терехова, 2007). Максимальная их концентрация часто характерна для почв газонов, на расстоянии 5–10 м от автострады, т. е. именно там, где проложены пешеходные дорожки (Марфенина, 2005; Иванова и др., 2008, Широких, Широких, 2009).

В придорожных экотопах г. Кирова нами были проведены исследования комплексов почвенных микромицетов и сопоставление их характеристик с содержанием в почвах тяжёлых металлов – Cu, Zn, Pb (Широких и др., 2009). Объектом исследований являлись почвы придорожных газонов главных автомагистралей г. Кирова, а критерием выбора точек отбора образцов служила интенсивность транспортного потока и частота образования автомобильных пробок на перекре-

стках. Образцы почвы были отобраны на глубину 0–5 см на газонах между автомагистралью и тротуаром в промышленной зоне, в местах крупных транспортных развязок, в городских скверах и парках, загородных лесопарках. В качестве фоновых служили образцы почв, отобранные на территории Малмыжского и Белохолуницкого районов Кировской области (подзона южной тайги).

Почвы исследованных нами городских территорий характеризовались нейтральными значениями кислотности почвенного раствора (рН 6,3–6,8), а почвы фоновых территорий и загородных лесопарков имели более кислую реакцию (рН 4,2–4,9), характерную для зональных почв дерново-подзолистого типа. Нейтральная или даже слабощелочная реакция почвенного раствора, по сравнению с зональными почвами, является характерной особенностью урбанозёмов (Марфенина, 2005).

В результате исследований нами было обнаружено максимальное содержание ТМ в урбанозёмах промышленной части города, где располагаются предприятия металлообработки и машиностроения – завод по обработке цветных металлов, машиностроительные предприятия. Высокие концентрации ТМ отмечены и в образцах с газонов на перекрестках улиц с повышенной транспортной нагрузкой.

В исследуемых городских биотопах, параллельно накоплению ТМ, наблюдали количественные и качественные изменения почвенной микобиоты, по сравнению с комплексами фоновых почв. Численность микромицетов в урбанозёмах (газоны промышленной зоны, скверы и парки) была существенно ниже, чем в почвах фоновых территорий и загородных лесопарков (табл. 15). Численность микромицетов в образцах, отобранных на газонах вдоль основных автомагистралей города, изменялась в более широких границах (в пределах двух порядков), чем на газонах в промышленной зоне и в городских скверах (колебания в пределах порядка). Это может объясняться динамичностью создаваемых движущимся автотранспортом воздушных потоков, с которыми распространяются вблизи автотрасс грибные споры, часто занесённые на колёсах машин из других местообитаний.

Прямых корреляций между показателями численности микроскопических грибов и содержанием подвижных форм ТМ в почвах не выявлено. Более низкие показатели численности грибных пропагул в городских почвах, по сравнению с почвами фоновых территорий, представляют собой, очевидно, результат действия всего спектра урбаногенных факторов (перемешивание подстилающей породы, привезенный грунт и строительный мусор, загрязнение ТМ и другими ксенобиотиками). Однако количественная представленность микромицетов снижалась в зависимости от категории обследованных биотопов в том же ряду, в каком нарастала степень их загрязнения ТМ: лесопарковая зона – городские скверы и парки – транспортная зона – промышленная зона. К настоящему времени в литературе накоплено достаточно много данных, свидетельствующих о том, что в подверженных загрязнению вредными веществами почвах накапливаются резистентные виды, среди которых значительную долю составляют тёмноцветные, способные к меланиногенезу микромицеты (Марфенина, 2000; Артамонова, 2002; Марфенина, 2005; Васильева, 2007).

**Численность (КОЕ/г) и качественный состав микромицетов  
в почвах г. Кирова**

Биотоп	Численность, × 10 <sup>3</sup> КОЕ/г	В том числе видов микромицетов, %	
		синтезирующих меланины	медицинского значения
Придорожные газоны в промзоне	20–70	18,7	51,2
Газоны вдоль автомагистралей	50–150	22,3	55,3
Городские скверы	40–70	20,0	59,5
Загородные лесопарки	120–386	29,0	29,0
Фоновые территории	390–950	5,5	23,0

Соотношение в грибной биомассе долей тёмного и светлого мицелия предлагается даже использовать как биоиндикационный показатель для оценки состояния природной среды и индикации наиболее опасных последствий техногенной деградации почв (Терехова, 2007). Если в фоновых почвах доля образующих меланины грибов не превышала 5,5% от всех выделенных видов, то в загрязнённых городских почвах их содержание возросло в 4–5 раз в зависимости от экотопа (см. табл. 14). Среди тёмноцветных гифомицетов обнаружены виды, способные к индукции аллергических реакций различных типов (Зачиняева, Лебедева, 2003; Аак, 2005).

Видовой состав микромицетов в городских почвах отличался от почв фоновых территорий, в большей степени – в экотопах промышленной и транспортной зоны, в меньшей степени – в почвах городских скверов и парков. В микромицетном комплексе фоновых дерново-подзолистых почв выявлены представители 8 родов, среди которых доминировали виды рода *Penicillium*. Среди пенициллов наиболее часто встречались виды *P. thomii*, *P. chrysogenum*, *P. expansum*, несколько реже – *P. purpurogenum*. Кроме пенициллов часто обнаруживались также представители родов *Trichoderma* (*T. viride*, *T. harzianum*), *Mucor*, *Verticillium*, *Acremonium*, *Cladosporium*, изредка – рода *Phialophora*. В комплексе микромицетов урбаноземов выявлены представители 20 родов, для 17 из них в литературе описаны условно патогенные виды (Hoog et al., 2000; Саттон и др., 2001). Эти грибы могут попадать в организм здорового человека и сохраняться в нем, вызывая локализованные микозы. В случае попадания в организм человека, страдающего различными формами иммунодефицита, они могут распространяться более широко и, таким образом, проявлять свойства оппортунистов.

Доминирующим в урбанозёмах с высоким содержанием ТМ являлся род *Acremonium*, представленный видами *A. strictum* (частота встречаемости 75%), *A. atrogriseum* (33%) и *A. kiliense* (8%) (табл. 16). Преобладание последнего из перечисленных видов в почвах Кольского полуострова с высокими концентрациями ТМ отмечалось ранее в работе (Зачиняева, Лебедева, 2003). Далее следовали роды *Phialophora* и *Cladosporium* (*C. herbarum*), частота встречаемости в комплексе которых составила 25 и 21% соответственно. Другие условно патогенные микромицеты, встречаемость которых в комплексе не превышала 13–

17%, были представлены видами *Geotrichum candidum*, *Paecilomyces lilacinus*, *Cladosporium cladosporoides*, *Scopulariopsis brevicaulis*, *Aspergillus fumigatus*.

Род *Aspergillus* в урбанозомах был представлен видами *A. fumigatus*, *A. flavus* и *A. niger*, которые практически не встречаются в природных биогеоценозах умеренной зоны. Среди выявленных видов аспергиллов наиболее часто встречался *A. fumigatus*, который, согласно литературным данным (Саттон и др., 2001), является причиной аспергиллеза легких в 75% случаев этого заболевания. Кроме того, аспергиллы относятся к группе токсиногенных (продуцируют афлатоксины, охратоксины, цитрин и т. д.) (Тутельян и др., 2007) и аллергенных микромицетов, поскольку их конидии могут являться причиной различных аллергических заболеваний органов дыхания (Азж, 2005). В условно патогенных микромицетов, выделенных из городских почв, 18 видов обнаружены в почвах с повышенным содержанием подвижных форм свинца, а 15 видов – свинца, меди и цинка. В целом, в городских экотопах доленое участие грибов, имеющих то или иное медицинское значение, увеличивалось, по сравнению с фоновыми почвами, более чем в 2 раза.

Таблица 16

**Частота встречаемости условно патогенных грибов  
в урбанозомах г. Кирова, загрязненных тяжелыми металлами,  
и вызываемые ими заболевания**

Виды	ТМ в концентрациях выше ПДК	Встречаемость, %	Вызываемые заболевания (Nordgren et al., 1985)
<i>Acremonium strictum</i>	Pb, Zn, Cu	75	Онихомикозы, язва роговицы глаза, мицетома, эндофтальмит, менингит, эндокардит
<i>Acremonium atrogriseum</i>	Pb, Zn, Cu	33	Онихомикозы, язва роговицы глаза, мицетома, эндофтальмит, менингит, эндокардит
<i>Phialophora mutabilis</i>	Pb, Zn, Cu	25	Перитонит, эндокардит, кератит
<i>Cladosporium herbarum</i>	Pb, Zn, Cu	21	Кератит, кожные инфекции
<i>Phialophora repens</i>	Pb, Zn, Cu	21	Феогифомикоз, мицетома
<i>Geotrichum candidum</i>	Pb, Zn, Cu	17	Бронхиальные и легочные инфекции у лиц с ослабленной иммунной системой
<i>C. cladosporoides</i>	Pb, Zn, Cu	13	Легочные и кожные инфекции
<i>Paecilomyces lilacinus</i>	Pb, Zn, Cu	13	Кератит, эндофтальмит, язва роговицы
<i>Aspergillus fumigatus</i>	Pb, Fe, Zn	13	Возбудитель аспергиллезов, вызывает легочную, глазную, сердечно-сосудистую, носовую инфекции, поражает ЦНС
<i>Scopulariopsis brevicaulis</i>	Pb, Zn, Cu	13	Онихомикоз, поражение кожи, оппортунистические инфекции

Виды	ТМ в концентрациях выше ПДК	Встречаемость, %	Вызываемые заболевания (Nordgren et al., 1985)
<i>A. kiliense</i>	Pb, Zn, Cu	8	Онихомикоз, язва роговицы глаза, мицетома, эндофтальмит, менингит, эндокардит
<i>A. niger</i>	Pb	8	Легочные заболевания у лиц с ослабленной иммунной системой
<i>Fusarium oxysporum</i>	Pb	8	Кератит, перитонит, кожные инфекции
<i>A. flavus</i>	Pb, Zn, Cu	4	Пневмония, отит, синусит, инвазивные микозы, инфаркт, некроз, микотоксикоз
<i>A. versicolor</i>	Zn	4	Онихомикоз, инвазивный аспергиллез
<i>Alternaria alternata</i>	Zn, Pb	4	Синусит, кератомикоз, онихомикоз, подкожный феогифомикоз, инвазивные инфекции
<i>Mucor circinelloides</i>	Pb, Zn, Cu	4	Кожные инфекции
<i>Chaetomium atrobruneum</i>	нет	4	Системные микозы у лиц с ослабленным иммунитетом
<i>Fusarium moniliforme</i>	Pb, Zn, Cu	4	Кератит, эндофтальмит, диссеминированные микозы
<i>Hormonema dematioides</i>	Zn	4	Феогифомикоз
<i>Pseudallescheria boydii</i>	Zn	4	Медленно прогрессирующие инфекции после травм и хирургического вмешательства
<i>Rhizopus stolonifer</i>	нет	4	Кожные инфекции
<i>Scedosporium prolificans</i>	Pb, Zn, Cu	4	Посттравматическая инфекция
<i>Sporotrix schenckii</i>	Pb, Zn, Cu	4	Кожная инфекция

Очевидно, что наличие в почвах города подвижных форм ТМ способствует повышению доли микромицетов, относящихся к условно патогенным. Таким образом, загрязнение городских почв ТМ сопровождается перестройками в структуре комплекса микроскопических грибов: снижается численность грибных пропагул, изменяется спектр доминантных родов, возрастает в комплексе доля видов, синтезирующих меланиновые пигменты, и увеличивается относительное обилие оппортунистических грибов, представляющих опасность для здоровья человека и животных. Ранее нами отмечалось, что накопление в городской среде оппортунистических видов грибов способствует возрастанию дерматомикозов у домашних животных, выгул которых осуществляется в условиях города. Большая доля заболеваний кожно-волосанных покровов, с которыми хозяева домашних животных (собаки, кошки) обращались в ветеринарные клиники города, вызывалась не настоящими дерматофитами, а потенциально патогенными грибами родов *Aspergillus*, *Alternaria*, *Cladosporium*, *Paecilomyces* (Широких, Огородников, 2007, 2008).

Аккумуляция в почвах ТМ способствует элиминации из микромицетного комплекса тех видов, которые не устойчивы к ним или не выдерживают конкуренции с более активными оппортунистическими видами. Освободившиеся ниши занимают эвритопные виды оппортунистических микромицетов, которые в условиях более «южного» городского микроклимата и нейтральной реакции среды имеют преимущество перед грибами, доминирующими в фоновых почвах.

Полученные нами в результате данного исследования материалы могут служить основанием для дальнейшего мониторинга городских почв и урбанозёмов в целях прогнозирования опасных для здоровья человека ситуаций, связанных с развитием почвенной микобиоты.

Важной проблемой загрязнения городской среды ТМ является и возможность их накопления в плодовых телах высших грибов. Известно, что повышенные концентрации токсичных металлов могут содержаться в плодовых телах грибов, собранных на загрязнённых территориях (Мусселиус, Рык, 2002). Способность накапливать различные химические элементы в концентрациях значительно более высоких, чем в окружающей среде, является важнейшей особенностью базидиальных макромицетов (Lodenius, Herranen, 1981; Münger et al., 1982; Lepsova, Mejstrik, 1988; Warden, Benjamin, 1996; Иванов, Костычев, 2007; Иванов и др., 2008). Грибы как объекты мониторинга хорошо зарекомендовали себя в качестве индикаторов загрязнения окружающей среды радионуклидами (Ingrao et al., 1992; Щеглов, Цветнова, 2002; Baeza, Cuillún, 2006). В то же время установлено, что техногенное воздействие на экосистемы вызывает достоверное увеличение содержания тяжёлых металлов в плодовых телах базидиальных макромицетов (Lodenius, Herranen, 1981; Barcan et al., 1998; Поддубный, Христофорова, 1999; Чураков и др., 2004).

Величина биоадсорбции ТМ определяется биологическими особенностями представителей отдельных видов базидиальных грибов. Однако вопрос о характере накопления химических элементов представителями различных эколого-трофических и таксономических групп базидиальных макромицетов до сих пор остается дискуссионным. Так, в работах одних исследователей показано, что в базидиомах сапротрофных грибов химические элементы накапливаются в больших концентрациях, чем в плодовых телах грибов остальных эколого-трофических групп (Иванов, Блинохватов, 2003; Рязанов, 2003; Lodenius, Herranen, 1981; Alonso et al., 1996; García et al., 1998; Alonso et al., 2000). В других работах установлено, что способность к биоадсорбции ТМ и других токсичных элементов сильнее выражена у некоторых видов грибов-симбиотрофов (Щеглов, Цветнова, 2002; Зырянова, 2007; Vorošička et al., 2006). По мнению некоторых микологов, максимальные концентрации ТМ накапливаются в плодовых телах ксилотрофных грибов (Чураков и др., 2000, 2004). Базидиальных грибов является их способность аккумулировать ТМ именно из субстрата, тогда как другие используемые в качестве биоиндикаторов организмы (мхи, лишайники, сосудистые растения) концентрируют токсичные элементы из атмосферы или одновременно из нескольких сред. По этой причине базидиальные макромицеты обладают рядом преимуществ

ществ в сравнении с другими видами биоиндикаторов состояния наземных урбоэкосистем.

В исследованиях загрязнения городских экосистем основное внимание обычно уделяется мониторингу элементов-загрязнителей в природных средах и объектах – вода, воздух, почва, растения (Убугунов, Кашин, 2004), тогда как закономерности накопления элементов-загрязнителей таким компонентом биоты, как базидиальные грибы, изучены явно недостаточно. Между тем эти данные необходимы для оценки роли грибов в миграции поллютантов в биогеохимических циклах и звеньях пищевой цепи урбаногенных территорий и для выяснения возможности использования отдельных видов макромицетов в мониторинге окружающей среды.

На территории г. Кирова нами были проведены исследования по аккумуляции ТМ (меди, цинка и свинца) плодовыми телами базидиальных макромицетов в различных по степени загрязнения биотопах города (Широких, Широких, 2010).

Сбор плодовых тел грибов для исследований осуществляли во второй-третьей декадах сентября в следующих биотопах: газоны в районах промышленного загрязнения и вдоль наиболее крупных автомагистралей, городские скверы и парки, загородные лесопарки. Всего было собрано 30 образцов, относящихся к 14 видам, по каждому виду анализировалось не менее двух образцов.

В обследованных городских биотопах сообщество базидиальных макромицетов было представлено, в основном, дроворазрушающими (ксилотрофными) видами порядков *Aphyllorphorales* и *Agaricales*. В период сбора образцов плодовые тела других экологических групп грибов – сапротрофных на почве и симбиотрофных (микоризообразующих) – практически не отмечены, потому что основное местообитание мицелия этих грибов – растительный опад и подстилка – в городе, в отличие от лесных экосистем. Анализ распространения видов по биотопам показал, что ни один из видов макромицетов не встречался одновременно во всех биотопах. Наибольшее количество видов (8) обнаружено на деревьях в городских скверах и парках. В зонах транспортно-промышленного загрязнения и лесопарковой на деревьях выявлено по 5 видов базидиомицетов. Большая часть афиллофоровых грибов – представители семейства *Poriaceae* – формирует устойчивые к гниению и поеданию насекомыми многолетние плодовые тела, что делает их удобным объектом мониторинга окружающей среды.

Анализ накопления ТМ плодовыми телами макромицетов показал, что наиболее высокой суммарной (Cu, Zn, Pb) концентрацией отличались базидиомы грибов, собранных с деревьев в транспортно-промышленной зоне (от 38 до 86 мкг/г), а минимальной (от 24 до 44 мкг/г) – в загородных лесопарках. Суммарное содержание ТМ в плодовых телах грибов из городских скверов и парков характеризовалось как промежуточное и колебалось от 20 до 72 мкг/г (табл. 17). Сопоставление данных по валовому содержанию ТМ в базидиомах собранных в различных городских биотопах грибов с результатами определения подвижных форм ТМ в почвах (табл. 17) позволило установить, что загрязнение тех и дру-

гих объектов увеличивается в ряду: загородные лесопарки<парки и скверы города<транспортно-промышленная зона.

Таблица 17

**Среднее содержание валовых форм металлов в плодовых телах ксилотрофных базидиомицетов**

Виды грибов	Содержание элементов, мкг/г в.-с. массы			
	Cu	Zn	Pb	в сумме
<i>Chondrostereum purpureum</i>	39,3	28,31	4,3	71,91
<i>Daedaleopsis confragosa</i>	3,50	27,58	1,36	32,44
<i>Ganoderma applanatum</i>	55,44	30,40	0,0	85,84
<i>Ganoderma sp.</i>	26,65	30,28	3,05	59,98
<i>Fomes fomentarius</i>	10,15	19,67	0,0	29,82
<i>Fomitopsis pinicola</i>	3,84	20,62	0,0	24,46
<i>Phellinus igniarius</i>	27,01	35,29	0,0	62,45
<i>Pycnoporus cinnabarinus</i>	8,25	35,29	0,15	43,69
<i>Trametes hirsuta</i>	9,13	19,89	2,00	31,02
<i>Trametes versicolor</i>	23,5	30,73	3,41	57,64
<i>Trametes gibbosa</i>	13,97	28,92	0,30	43,19
<i>Hypholoma sublateritium</i>	7,22	25,39	1,97	34,58
<i>Pholiota aurivellus</i>	19,15	25,97	1,72	46,84
<i>Pleurotus ostreatus</i>	9,89	29,97	2,19	42,05

Таблица 18

**Содержание тяжёлых металлов и реакция почвенного раствора в образцах почв исследуемых биотопов**

Биотоп	Подвижные формы, мкг/г				рН сол.
	Zn	Cu	Pb	Сумма (Zn+Cu+Pb)	
Транспортно-промышленные биотопы	$\frac{11,1}{3,0-19,0}$	$\frac{3,9}{0-18,1}$	$\frac{14,5}{2,2-28,6}$	$\frac{29,5}{5,2-65,7}$	$\frac{6,5}{6,3-6,7}$
Городские скверы и парки	$\frac{7,5}{1,8-9,5}$	$\frac{0,4}{0,1-0,8}$	$\frac{13,0}{2,5-19,2}$	$\frac{20,9}{7,5-28,5}$	$\frac{6,5}{6,2-6,7}$
Загородные лесопарки	$\frac{3,7}{3,3-4,1}$	0	$\frac{15,5}{5-26}$	$\frac{19,2}{8,3,1-30,1}$	$\frac{4,5}{4,3-4,7}$

Примечание: в числителе приведены средние, а в знаменателе – минимальные и максимальные значения показателя по трём пространственно разобъединённым образцам из каждого биотопа.

Уровень накопления отдельных элементов в грибах определялся, в первую очередь, природой самого химического элемента: медь (до 55 мкг/г) и цинк (до 35 мкг/г) накапливались в большем количестве, чем свинец (до 4,3 мкг/г) (табл. 17). Аналогичные данные были получены при исследовании распределения элементов-загрязнителей в сосновых биогеоценозах Смоленской и Брянской областей (Цветнова, Щеглов, 2002). Известно, что основные внеклеточные ферменты ксилотрофных грибов, осуществляющие разложение древесины, со-



держат металлы переменной валентности. Так, в состав лигнипероксидазы входит марганец, оксидоредуктаз, в зависимости от структурного типа могут входить железо и медь, лакказы – медь (Диксон, Уэбб, 1982; Кадималиев, 2003; Королева, 2006; Никитина, 2006; Blanchette et al., 1989; Baldrian et al., 2000; Hammel, 2002; Peters, 2004). Поэтому более интенсивное, по сравнению со свинцом, накопление ксилотрофными базидиомицетами меди и цинка может объясняться тем, что эти элементы входят в состав некоторых ферментов, например, в состав лакказы – медьсодержащего фермента класса оксидоредуктаз, которые участвуют в разрушении лигно-целлюлозного комплекса древесины (Горшина и др, 2006; Позднякова и др., 2006).

Есть также сведения, что дереворазрушающие грибы продуцируют и секретируют в субстрат активные формы кислорода, которые, наряду с ферментами, участвуют в разрушении природных полимеров – лигнина и целлюлозы. Именно присутствие ионов металлов с переменной валентностью является необходимым фактором, обуславливающим эффективную генерацию активных форм кислорода (Hammel et al., 2002; Schützendübel, Polle, 2002; Choundry, Panda, 2004). В связи с этим накопление металлов переменной валентности может рассматриваться как необходимый элемент механизма эффективного освоения субстрата.

Концентрация химических элементов в базидиомах зависела также от биологических особенностей видов. Так, максимальными концентрациями меди характеризовались плодовые тела видов *Ganoderma applanatum*, *Chondrostereum purpureum* и *Phellinus igniarius*, цинка – *Phellinus igniarius*, *Pycnoporus cinnabarinus*, *Trametes versicolor*, свинца – *Chondrostereum purpureum* и *Trametes versicolor*. Ряд исследованных грибов вообще не накапливал (*Ganoderma applanatum*, *Fomes fomentarius*, *Fomitopsis pinicola*, *Phellinus igniarius*) в плодовых телах свинец или накапливал (*Pycnoporus cinnabarinus*, *Trametes gibbosa*) в незначительных количествах (до 0,3 мкг/г). В целом, трутовые грибы (24–86 мкг/г) отличались от агариковых (20–3 мкг/г) более высоким суммарным содержанием ТМ в плодовых телах, что может быть связано с различной продолжительностью их существования: у трутовиков они многолетние, а у агариковых – однолетние.

Для выяснения характера зависимости между уровнем накопления элемента в грибах и его концентрацией в почве сравнивали плодовые тела одного вида, собранные в различных биотопах. Для одних видов, таких, как *Pholiota aurivellus* и *Trametes versicolor*, эта связь прослеживалась. Так, в плодовых телах *Pholiota aurivellus*, собранных в зоне транспортно-промышленного загрязнения, содержание меди, цинка и свинца составило 37,8; 32,9; 2,8 мкг/г соответственно, тогда как в собранных в менее загрязнённых городских скверах и парках было существенно ниже – 0,5; 19,1; 0,6 мкг/г. В зависимости от степени загрязнения биотопа изменялось также содержание ТМ в базидиомах *Trametes versicolor*. Для других видов, например, *Trametes hirsuta* – прямая зависимость между накоплением элементов в телах грибов и содержанием в почве не выявлена.

Расчёт коэффициентов накопления металлов плодовыми телами показал, что для каждого элемента они изменялись в зависимости от физиологических особенностей грибов и условий их произрастания, в определённых пределах: для меди и свинца – в более широких (в пределах трёх математических порядков), для цинка – в более узких (в пределах одного порядка). Для меди и цинка коэффициенты накопления во всех случаях были больше 1, для свинца, за исключением вида *Ganoderma sp.*, – меньше 1 (табл. 18).

Максимальные коэффициенты накопления меди отмечены для трутовых грибов *Trametes gibbosa*, *Trametes versicolor*, *Ganoderma sp.*, *Chondrostereum purpureum*, собранных в городских скверах и парках, т. е. экотопах с умеренной степенью загрязнения. При повышенных концентрациях меди в транспортно-промышленной зоне, так же как и при её отсутствии в почвах загородных лесопарков, коэффициент накопления этого элемента снижался на один-два порядка.

Различия в коэффициентах накопления грибами цинка определялись преимущественно физиологическими особенностями видов и от категории экотопа и степени его загрязнения этим элементом зависели в меньшей степени, чем при загрязнении медью. Максимальными коэффициентами накопления цинка характеризовались трутовики *Trametes versicolor* и *Chondrostereum purpureum*, минимальными *Trametes hirsuta* и *Pholiota aurivella*. Коэффициенты накопления плодовыми телами свинца, даже при высоких концентрациях этого элемента в почвах, были по сравнению с биофильными элементами Cu и Zn, достаточно низкими и мало изменялись в зависимости от вида гриба.

Таблица 19

**Накопление ТМ ксилотрофными грибами в различных экотопах г. Кирова**

Виды грибов	Содержание элементов, мкг/г в.-с. массы			Коэффициент накопления		
	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
Транспортно-промышленные биотопы						
<i>Ganoderma applanatum</i>	<u>55,44</u> 0	<u>30,4</u> 9,13	<u>0,0</u> 4,24	55,4	3,3	0
<i>Hypholoma sublateritium</i>	<u>5,62</u> 2,63	<u>23,57</u> 13,19	<u>2,23</u> 15,75	2,1	1,8	0,14
<i>Pholiota aurivellus</i>	<u>37,78</u> 18,06	<u>32,86</u> 19,04	<u>2,80</u> 28,13	2,1	1,7	0,1
<i>Trametes versicolor</i>	<u>42,70</u> 1,39	<u>33,09</u> 12,01	<u>0,35</u> 8,21	31	2,7	0,04
<i>Pleurotus ostreatus</i>	<u>9,89</u> 0,92	<u>29,97</u> 3,56	<u>2,19</u> 12,19	10,7	8,4	0,18
Скверы и парки города						
<i>Chondrostereum purpureum</i>	<u>48,00</u> 0,75	<u>33,81</u> 1,84	<u>8,61</u> 19,17	64	18,4	0,45
<i>Chondrostereum purpureum</i>	<u>30,61</u> 0,17	<u>22,81</u> 9,51	<u>0,0</u> 16,85	180	2,4	0
<i>Ganoderma sp.</i>	<u>26,65</u> 0,13	<u>30,28</u> 4,82	<u>3,05</u> 2,51	205	6,3	1,2

<i>Hypoloma sublateritium</i>	$\frac{8,82}{0}$	$\frac{27,21}{13,06}$	$\frac{1,71}{5,74}$	8,8	2,1	0,3
<i>Pholiota aurivellus</i>	$\frac{0,52}{0,13}$	$\frac{19,09}{4,82}$	$\frac{0,64}{2,51}$	4	4	0,2
<i>Phellinus igniarius</i>	$\frac{27,01}{0}$	$\frac{35,29}{13,06}$	$\frac{0,0}{5,74}$	27,0	2,7	0
<i>Trametes gibbosa</i>	$\frac{13,97}{0,13}$	$\frac{28,92}{4,82}$	$\frac{0,30}{2,51}$	107	6	0,12
<i>Trametes hirsuta</i>	$\frac{13,25}{0}$	$\frac{18,42}{13,06}$	$\frac{1,59}{5,74}$	13,2	1,4	0,27
<i>Trametes versicolor</i>	$\frac{15,07}{0,13}$	$\frac{23,06}{4,82}$	$\frac{0,40}{2,51}$	116	4,8	0,16
<i>Trametes versicolor</i>	$\frac{12,20}{0,39}$	$\frac{36,05}{2,78}$	$\frac{9,47}{18,73}$	31	13	0,5
Загородные лесопарки						
<i>Daedaleopsis confragosa</i>	$\frac{3,50}{0}$	$\frac{27,58}{4,1}$	$\frac{1,36}{5,0}$	3,5	6,7	0,27
<i>Fomitopsis pinicola</i>	$\frac{3,84}{0}$	$\frac{20,62}{3,29}$	$\frac{0,0}{26,02}$	3,8	6,3	0
<i>Fomes fomentarius</i>	$\frac{10,15}{0}$	$\frac{19,67}{3,29}$	$\frac{0,0}{26,02}$	10,1	6,0	0
<i>Pycnoporus cinnabarinus</i>	$\frac{8,25}{0}$	$\frac{35,29}{3,29}$	$\frac{0,15}{26,02}$	8,2	10,7	0,01
<i>Trametes hirsuta</i>	$\frac{5,01}{0}$	$\frac{21,37}{3,29}$	$\frac{2,42}{26,02}$	5,0	6,5	0,09

Примечание: в числителе – в плодовых телах (валовое), в знаменателе – в почве (подвижные формы).

В некоторых работах, посвящённых изучению возможности использования базидиальных грибов в качестве организмов-биоиндикаторов, отмечается отсутствие корреляции содержания ТМ в базидиомах грибов и окружающей среде (Рязанов, 2003; Иванов, Костычев, 2007; Костычев, 2009). Это связывают в первую очередь с тем, что уровни накопления элементов, главным образом, определяются не экологической обстановкой, а биологическими особенностями представителей различных видов.

В урбоэкосистеме г. Кирова мы исследовали аккумуляцию ТМ базидиомами дереворазрушающего гриба трутовика чешуйчатого (*Polyporus squamosus*). Этот трутовик весьма широко распространён в городской среде. Он образует однолетние плодовые тела в течение всего летнего периода с мая по сентябрь. Плодовые тела трутовика собирали на стволах клёна ясенелистного (*Acer negundo*). Содержание меди, цинка, свинца определяли в почве, древесине и базидиомах *Polyporus squamosus* (табл. 20).

**Содержание (мкг/г) ТМ в ряду: почва, древесина клёна,  
базидиомы трутовика *Polyporus squamosus***

Точка отбора проб	Cu			Zn			Pb		
	Гриб	Дерево	Почва	Гриб	Дерево	Почва	Гриб	Дерево	Почва
Ул. Розы Люксембург – ул. Большевигов 1, газон	11,30	6,52	0,16	14,30	1,63	53,94	4,30	0	8,50
Ул. Розы Люксембург – ул. Большевигов 2, газон	2,58	14,34	0,16	9,26	2,56	53,94	6,73	0	8,50
Ул. Ленина – ул. Миллицейская, газон	12,54	30,12	2,24	13,24	9,24	69,38	15,45	5,22	4,39
Ул. Розы Люксембург – ул. Карла Маркса, газон	24,62	6,86	0,37	23,25	23,29	46,12	19,75	0	4,46
Ул. Карла Маркса, школа № 22, газон	3,60	5,51	2,53	2,52	14,36	90,83	3,95	3,16	12,71
Ул. Ленина, 104, газон	4,01	6,96	12,01	4,78	2,95	233,51	21,56	1,75	67,69
Завод Искож, парк	8,72	17,78	5,44	2,03	9,28	45,33	3,7	3,51	6,4
Шинный завод, парк	2,69	2,82	2,26	9,42	4,77	20,59	3,48	0	2,18
Октябрьский пр-т, 87, газон	4,43	33,02	0,38	8,86	11,38	49,79	6,75	2,2	7,42
Ул. Свободы, 135б, газон	1,92	12,32	0,25	5,67	10,74	30,58	2,10	3,23	1,66

Как видно из табл. 20, содержание ТМ в базидиомах *Polyporus squamosus* практически не коррелирует с концентраций этих элементов в субстратах (древесина, почва). В базидиомах трутовика отмечено накопление всех исследуемых тяжёлых металлов, причём максимальные концентрации металлов, аккумулированные в базидиомах, очень близки и составляли для Cu – 24,6, Zn – 23,3 и Pb – 21,6 мкг/г. Максимальное валовое содержание меди отмечено для древесины – 33,0 мкг/г, против 24,6 мкг/г в базидиомах трутовика, а количество аккумулированного цинка (23,3 мкг/г) было практически одинаково для биомассы гриба и древесины. Содержание меди в почве было во всех случаях ниже, чем содержание в биомассе плодовых тел гриба и древесины, что свидетельствует о высокой способности этого элемента к биоаккумуляции в тканях живых организмов (рис. 18). Для цинка в тех же условиях отмечена более высокая концентрация подвижных форм именно в почве – в 10 раз превышающая валовое содержание цинка в базидиомах *P. squamosus* и в древесине. Содержание в почве подвижных форм свинца в целом превышало его валовые концентрации в базидиомах и в древесине. Так, если в базидиомах трутовика концентрация свинца колебалась от 2,1 до 21,3 мкг/г, то в древесине его максимальное накопление не превышало 5,2 мкг/г, а в некоторых образцах древесины свинец не обнаруживался. Это может свидетельствовать о большей аккумулирующей способности трутовика по сравнению с древесиной в отношении этого элемента.

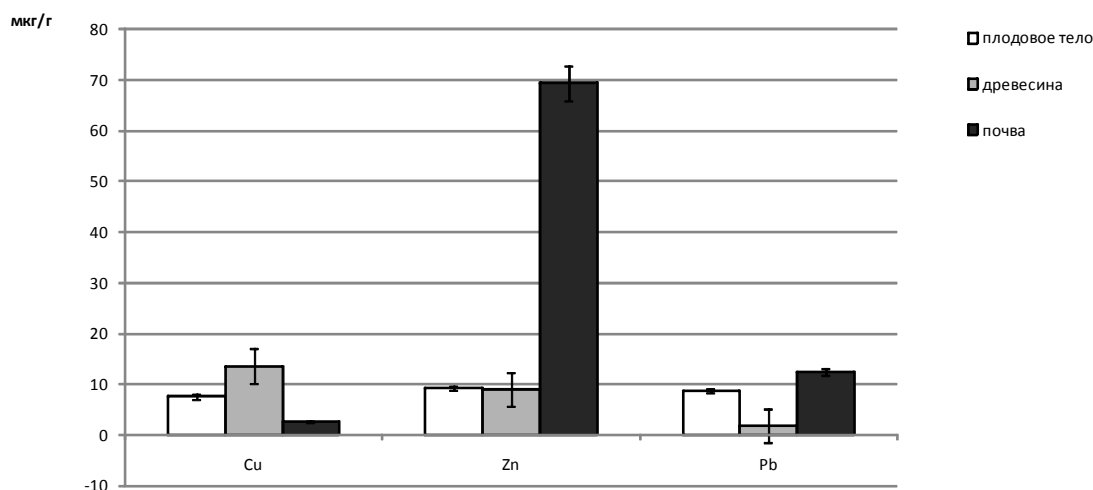


Рис. 18. Распределение концентраций ТМ по субстратам в ряду почва → древесина → плодовое тело *P. squamosus*

При сравнении содержания ТМ в базидиомах гриба, в зависимости от высоты их расположения над уровнем почвы, было установлено, что концентрация меди и цинка в плодовых телах гриба снижается по мере увеличения высоты их расположения на стволе дерева (табл. 21). Это является косвенным свидетельством поглощения этих элементов базидиомами гриба именно из субстрата, а не аэральным путём.

Таблица 21

**Среднее содержание ТМ (мкг/г) в древесине и базидиомах *P.squamosus* в зависимости от высоты (см) расположения плодовых тел гриба над уровнем почвы**

Высота расположения базидиом гриба над землёй, см	Cu		Zn		Pb	
	Гриб	Древесина	Гриб	Древесина	Гриб	Древесина
До 20 см	10,7	18,1	11,83	9,57	9,47	1,82
До 50 см	2,3	7,6	7,55	7,75	2,8	1,60
До 150 см	3,8	6,25	3,65	8,7	12,8	1,89

В то же время в отношении аккумуляции свинца такая закономерность не обнаруживалась. При относительно низких (1,6–1,89 мкг/г) концентрациях свинца в древесине его содержание в базидиомах было выше на высоте 150 см, чем на высоте 20 см над землёй. Возможно, свинец может попадать в плодовые тела *P. squamosus* не из субстрата, а другим, возможно, аэральным, путём. В литературе отмечается, что основным путём поступления техногенного свинца в городские экосистемы является именно аэральным перенос (Иванов, Костычев, 2007). Учитывая, что базидиомы чешуйчатого трутовика существуют не более двух – трёх недель, можно говорить об активной аккумуляции свинца плодовыми телами непосредственно из загрязнённого воздуха. В заключение следует сказать, что грибной компонент биоты чётко реагирует на комплекс урбаногенных факторов. Загрязнение городских почв тяжёлыми металлами сопровождается перестройками в структуре комплекса микро-

скопических грибов: снижается численность грибных пропагул, изменяется спектр доминантных родов, возрастает в комплексе доля видов, синтезирующих меланоидные пигменты, и увеличивается относительное обилие оппортунистических грибов, представляющих опасность для здоровья человека и животных. Аккумуляция в почвах тяжёлых металлов способствует элиминации из микромицетного комплекса тех видов, которые не устойчивы к ним или не выдерживают конкуренции с более активными оппортунистическими видами. Освободившиеся ниши занимают эвритопные виды оппортунистических микромицетов, которые в условиях более «южного» городского микроклимата и нейтральной реакции среды имеют преимущество перед грибами, доминирующими в фоновых почвах. Таким образом, внося различные поллютанты в окружающую среду, человек не только загрязняет её, но и создаёт совершенно новую экосистему – урбоэкосистему со своим набором видов микроскопических грибов, часто не только нежелательных в городской среде, но и потенциально опасных для человека и животных.

На основании анализа особенностей распределения меди, цинка и свинца в плодовых телах надревных базидиомицетов, древесине и в почвах городских биотопов с различным уровнем загрязнения ТМ можно заключить, что накопление ТМ в грибах определяется химической природой самого элемента, биологическими особенностями грибов, условиями их произрастания. Максимальные уровни накопления отмечены для цинка и меди, гораздо меньшие – для свинца. Концентрации меди и цинка в грибах всех исследованных видов превышают концентрацию этих элементов в окружающей среде (почве) от 2 до 200 раз. Уровень суммарного накопления меди, цинка и свинца в плодовых телах грибов, как правило, отражает степень загрязнения ТМ окружающей среды в конкретном биотопе. К числу видов – концентраторов ТМ в городской среде – могут быть отнесены виды рода *Ganoderma*, *Chondrostereum purpureum* и *Phellinus igniarius*, *Polyporus squamosus*. Выявлена зависимость содержания цинка и меди в базидиомах *Trametes versicolor* и *Pholiota aurivellus* от концентрации подвижных форм этих элементов в окружающей среде. Установлено, что плодовые тела чешуйчатого трутовика (*P. squamosus*) в городской среде могут активно аккумулировать свинец аэральным путём. В условиях повышенного содержания ТМ в почве они накапливают значительно большее количество этих элементов, чем те же самые виды, но в условиях менее загрязнённых городских биотопов.

#### **4.4. АЛЬГО-ЦИАНО-МИКОЛОГИЧЕСКИЕ КОМПЛЕКСЫ ГОРОДСКИХ ПОЧВ**

Развитие микроорганизмов в почвах урбанизированных территорий происходит в специфических условиях, резко отличных от условий природных экосистем данного региона. На территории города практически не остаётся естественных почв. Антропогенное воздействие на почву проявляется в неблагоприятных технических, физических, химических и биологических процессах,

приводящих к нарушению почвенного покрова, загрязнению, деградации. Характерной особенностью городских почв, в первую очередь, является их значительное загрязнение различными поллютантами (ТМ, нефть и нефтепродукты, бытовой мусор, ксенобиотики). Кроме того, следствием воздействия городской среды становится переуплотнение почвы, сопровождающееся нарушением водно-воздушного и температурного режима, изменение кислотности, обеднение или обогащение почв элементами минерального питания. Следствием внесения противогололёдных реагентов и минеральных удобрений при озеленении становится засоление. Усиленная рекреационная нагрузка приводит к вытаптыванию, созданию пожароопасной ситуации (сжигание травы и мусора во дворах осенью и весной), физическому уничтожению почвы и т. д. (Васильев, 1999; Фёдоров, 2006).

Следовательно, формирование микробных комплексов в урбанозёмах подчиняется воздействию не только и не столько природных факторов (влажность, температура, поток биогенных элементов), сколько мобилизацией адаптационных возможностей организмов для выживания в среде, подверженной влиянию стресс-факторов. В результате формируются микробные комплексы и ценозы, обладающие рядом новоприобретённых признаков. Поэтому изучение микробных комплексов городских почв представляет интерес для получения максимально полной характеристики данного компонента педобионтов и, следовательно, о роли этой группы организмов в биологическом статусе урбанозёмов и о возможности микробиологической диагностики состояния почв. При этом изучение механизмов адаптации микроорганизмов к неблагоприятным антропогенным факторам может служить теоретической основой создания технологий биоремедиации городских почв на основе микробных препаратов (моно- и консорциумов).

Исследования, проводимые в городских агломерациях в последние десятилетия, показывают, что почвенные микробоценозы в целом включают те же группы микроорганизмов, что и почвы фоновых территорий (гетеротрофы: грамотрицательные и грамположительные бактерии, микромицеты; фототрофы: водоросли и цианобактерии); простейшие. Однако наблюдаются существенные изменения в структуре и функционировании данных микробоценозов.

### **Фототрофные микробные комплексы**

Достаточно полное изучение почвенных альгогруппировок урбозкосистем выполнено в ряде городов России: Уфа и другие города Башкортостана, Красноярск, Челябинск, Новосибирск, Новосибирский Академгородок, Ижевск (Кабиров, 1991; Кабиров, Суханова, 1996; Сугачкова, 1998; Хабуллина, 1998; Суханова и др., 2000; Артамонова, 2002, 2010; Трухницкая, Чижевская, 2008; Дубовик, Климина, 2009; Аксёнова, 2010а; Климина, 2011).

Первая концепция построения сообществ почвенных водорослей городских почв была выдвинута в докторской диссертации Р. Р. Кабирова (1991). При выполнении этой работы отбор проб для анализа альгофлоры проводился в 5 городских зонах: на газонах вдоль городских магистралей с интенсивным

движением автотранспорта; на трамвайных и железнодорожных путях; в парках и скверах; свалках и полигонах твёрдых бытовых отходов в черте города, на городских пустырях и на территории промышленных предприятий.

Было показано, что организация альгогруппировок урбанизированных ландшафтов, включая качественный и количественный состав микрофото-трофов, формируется под влиянием факторов, связанных как с природно-климатическими и почвенными условиями, так и с особенностями самой городской среды. В различных урбанизированных биотопах формируются своеобразные группировки, отличающиеся от зональных по видовому разнообразию, составу доминантов, сложности систематической структуры, численности и биомассе.

Урбанизация обуславливает увеличение видового разнообразия почвенных водорослей за счёт появления новых экологических ниш для их существования. При урбанизации происходит цианофитизация (увеличение доли цианобактерий) альгогруппировок при одновременном снижении степени развития жёлтозелёных водорослей.

В более поздних работах альгологи выполняли тщательную инвентаризацию альгофлоры городских почв. Исследования проводили не только в рекреационной, селитебной, транспортной, промышленной зонах, но охватывались такие специфические экотопы, как прибрежные почвы малых водотоков (Артамонова, 2010б), кладбища (Аксёнова, 2010б), эпифитные сообщества древесных растений городов (Дубовик, Климина, 2010; Климина, 2011). Составлены обширные видовые списки водорослей и цианобактерий различных зон исследованных городов, выявлены спектры жизненных форм фототрофов, вычислены коэффициенты сходства между альгофлорой различных зон города и между урбоальгофлорой и флорой водорослей зональных природных фитоценозов.

Среди наиболее значимых выводов проведённых исследований можно отметить следующие:

- антропогенное загрязнение часто приводит к появлению аномальных форм зелёных водорослей и атипичных форм цианобактерий;

- у цианобактерий намечается тенденция усиления термофильных форм с продуцированием окрашенных метаболитов;

- представители эпифитной городской альгофлоры имеют широкий аппарат приспособительных признаков, в частности, для них обезвоживание до воздушно-сухого состояния является нормой;

- в спектре жизненных форм почвенных водорослей городских рекреаций ведущая роль принадлежит С- и Ch-формам, характеризующимся выносливостью к экстремальным условиям;

- выявлены виды, чувствительные к антропогенной нагрузке, и виды-толеранты, адаптированные к жизни в условиях антропогенного стресса;

- в городах, расположенных в лесной зоне, в результате урбанизации происходит трансформация зональной альгофлоры, что проявляется в утрате ею зональных лесных черт и приобретении «лесостепного» облика за счёт увеличения доли цианопрокариот, характерных для открытых пространств;



– уменьшение видового разнообразия альгофлоры, как правило, происходит в порядке: альгофлора рекреационных зон – альгофлора селитебных зон – альгофлора транспортных зон – альгофлора промышленных зон. Для удобства сравнения альгофлоры территорий с различной степенью антропогенной нагрузки выдвинуты универсальные критерии при оценке экологического состояния почвенных альгоценозов (Кабилов и др., 2010). Авторы полагают, что подробное описание альгоценозов с использованием большого набора качественных и количественных характеристик – очень трудоемкая процедура, в ходе которой определяют, как правило, видовой состав, состав доминантов и субдоминантов, таксономическую структуру (число видов в родах, число родов в семействах и порядках, число порядков в отделах), ведущие семейства, состав жизненных форм, обилие особей выявленных видов и ряд других характеристик. Для упрощения процедуры предлагается принять, что происходит превращение одного альгоценоза в другой при выполнении хотя бы одного из следующих условий: 1. Видовой состав изменяется более чем на 50%. 2. Изменения происходят в комплексе доминантов на уровне отделов. 3. Изменяется таксономическая структура альгоценозов на уровне отделов. Значимым следует считать появление или выпадение отделов, к которым относится 10% и более обнаруженных видов. 4. Изменяется экологическая структура сообщества. Значимым следует считать выпадение или появление жизненных форм, к которым относятся 10% и более видового состава альгогруппировок. На конкретном примере (загрязнение почвы бензином) было показано, что с помощью предложенных показателей можно оценить допустимую экологическую нагрузку на сообщество, при которой существующий альгоценоз остается тем же самым, а не переходит в другой. Подобный подход, вероятно, удобен в тех случаях, когда исследования проводятся с альгофлорой одного и того же типа почвы и с однотипными поллютантами. Но сомнительна возможность его применения для городских почв с широким кругом урбаноземов и поллютантов.

Исследование состояния почвенной альгофлоры г. Кирова было проведено на уровне таких группировок, как внутрпочвенные фототрофные микробные комплексы; «цветение» почв и субстратов, биопленки с доминированием *Nostoc commune*.

### **Альфлора городских почв**

В современном мире города стали главными и наиболее мощными источниками антропогенного воздействия на окружающую природную среду. Высокие темпы процесса урбанизации вызывают необходимость изучения экологического состояния городской среды, что важно для сохранения здоровья и благополучия населения.

Специфические городские почвы (урбаноземы) существенно отличаются от естественных зональных почв. Эти почвы испытывают значительное техногенное воздействие, приводящее к их химическому загрязнению и, как следствие, к ухудшению их экологического состояния. Наиболее сильное загрязнение тяжелыми металлами наблюдается в почвах, приуроченных к центру города,

территориям промышленных предприятий, транспортным магистралям и свалкам. В городе почва служит не только местом для произрастания зеленых насаждений, сорбции веществ техногенной природы, препятствием для проникновения их в почвенно-грунтовые воды и воздух, но и представляет собой характерный биотоп с разнообразным, в том числе несвойственным незагрязненным почвам, составом микробного населения (Артамонова, 2010). На урбанизированных территориях формируются своеобразные сообщества водорослей и цианобактерий, различающиеся по видовому разнообразию, составу доминантных комплексов, экологической структуре. В литературе имеются данные о составе и распределении водорослей некоторых населенных мест. Л. М. Горовиц-Власова (1927) провела анализ водорослей загрязненных городских почв в городе Днепропетровске. Изучалась альгофлора почв г. Саратова (Рихтер, Орлова, 1928). Подробно изучала водоросли как показатели санитарного состояния почв г. Ворошиловграда Н. П. Москвич (1973). Она приводит списки водорослей, приуроченных к почвам разной степени загрязнения, и делает вывод, что флора водорослей в городских почвах резко отличается от альгофлоры целинной степной почвы. Ею отмечено резкое сокращение видового разнообразия альгофлоры в городских почвах. Имеются данные по альгофлоре водорослей урбанизированных территорий городов Екатеринбурга, Уфы, Салавата, Стерлитамака, Белорецка и др. (Кабилов, Шилова, 1994). Р. Р. Кабиловым и Т. Р. Кабиловым (2007) изучалась токсичность почвенного покрова на территории г. Уфы. По степени убывания общей токсичности урбаноземы располагаются в ряду: железнодорожные пути  $\Rightarrow$  трамвайные пути  $\Rightarrow$  контейнерные площадки для мусора  $\Rightarrow$  газоны вдоль автомагистрали  $\Rightarrow$  парки  $\Rightarrow$  городская свалка.

Г. С. Антипиной (2006; 2010) в анализе почвенной альгофлоры применены показатели гемеробности и апофитности. Гемеробность позволяет оценить общую реакцию водорослей на нарушения и повреждения почвы. Применительно к гемеробности почвенные водоросли предложено разделить на 4 группы: агемеробные виды, неустойчивые к антропогенному воздействию, распространенные только в неповрежденных почвах на участках с естественным растительным покровом; олигогемеробные виды, малоустойчивые к антропогенному воздействию; мезогемеробные виды, отличающиеся средней устойчивостью к антропогенной нагрузке; эугемеробные виды, устойчивые к антропогенным факторам, усиливающие развитие на нарушенных участках почвы. Эугемеробные водоросли можно рассмотреть в качестве индикаторов антропогенного воздействия.

Н. В. Ахсанов (2010) изучал качественный и количественный состав альгофлоры г. Ижевска. Основу альгофлоры, по данным автора, составляют отделы *Cyanophyta* и *Chlorophyta*, представляющие 76,9% общего видового разнообразия. Урбаноальгофлора города Ижевска, по выводам автора, сохраняет основные зональные черты, но тяготеет к лесостепной и степной зонам. Динамику альгофлоры в связи с ростом населенного пункта изучала Н. В. Суханова (1995). Исследованиями были охвачены деревня, поселок, малый город и крупный индустриальный город, расположенные в башкирском Предуралье. В изученных экосистемах данного ряда с увеличением антропо-

генных нагрузок происходило снижение видовой насыщенности и обилия водорослей. Уничтожение древесной растительности и уплотнение почвенного покрова приводило к усложнению структуры альгогруппировок, сокращению доли желтозеленых водорослей с одновременным увеличением цианобактерий.

По данным Л. С. Хайбуллиной (2000), наибольший вклад в видовое разнообразие почвенных водорослей г. Сибай (Башкортостан) вносят зеленые водоросли. Преобладание представителей *Chlorophyta* отмечено С. М. Трухницкой (1997) на урбанизированном правом берегу г. Красноярска. При сравнении альгофлоры почвенных образцов, отобранных на расстоянии 50, 300, 500 м от источника техногенного загрязнения, значительно возрастает число обнаруженных видов – от 13 до 25.

Имеются данные о влиянии рекреационной нагрузки на видовое разнообразие почвенных водорослей (Сугачкова, 2006). При разрушении травяно-кустарничкового яруса под воздействием вытаптывания происходит увеличение видовой альгогруппировок. Обогащение флористического состава происходит за счет «вселенцев» и видов-эксплерентов. При более сильном вытаптывании наблюдается процесс уменьшения видовой альгогруппировки.

Влияние рекреационной нагрузки на почвенные водоросли и цианобактерии исследовалось в пригороде г. Гомеля (Бачура, Храмченко, 2010). Авторами выявлено увеличение доли цианобактерий, одноклеточных зеленых водорослей и диатомовых на участках, лишенных растительности. Чувствительными к рекреационному воздействию оказались виды: *Stichococcus chlorelloides*, *Ellipsoidion sp.*, *Monodus sp.*, толерантными к нему к нему цианобактерии (*Phormidium boryanum*, *Microcoleus vaginatus*, *Leptolyngbya foveodorum*, *Leptolyngbya molle*) и диатомеи (*Luticola mutica*, *Navicula pelliculosa*). Уменьшение эпифитной флоры урбанизированной территории (на примере городов Уфа, Ишимбай, Октябрьский, Аша, Янаул) показало высокую устойчивость водорослей к неблагоприятным условиям (Дубовик, Климина, 2010). Было выявлено 136 видовых и внутривидовых таксонов, из которых ведущая роль принадлежала зеленым водорослям (45%) и цианобактериям (30%). В почвах Кировской области, по данным Э. А. Штиной (1997), встречается более 600 видов почвенных водорослей из разных отделов. Монография «Флора водорослей бассейна реки Вятки» (Штина, 1997) обобщает флористические исследования почвенных водорослей естественных и антропогенных территорий региона. В то же время почвенные водоросли на территории г. Кирова не изучались.

Нами в урбаноземах г. Кирова методом чашечных культур выявлено 123 вида и разновидности водорослей (Кондакова, Висич, 2010; Кондакова, 2011). По видовому разнообразию преобладают цианобактерии (43,1%). Это более чем в 1,5 раза выше видовой альгогруппировки цианобактерий в почвах фоновой территории ГПЗ «Нургуш» (табл. 22). При этом в почвах города в 1,5–2 раза ниже фоновых экосистем разнообразие желтозеленых и эустигматофитовых водорослей.

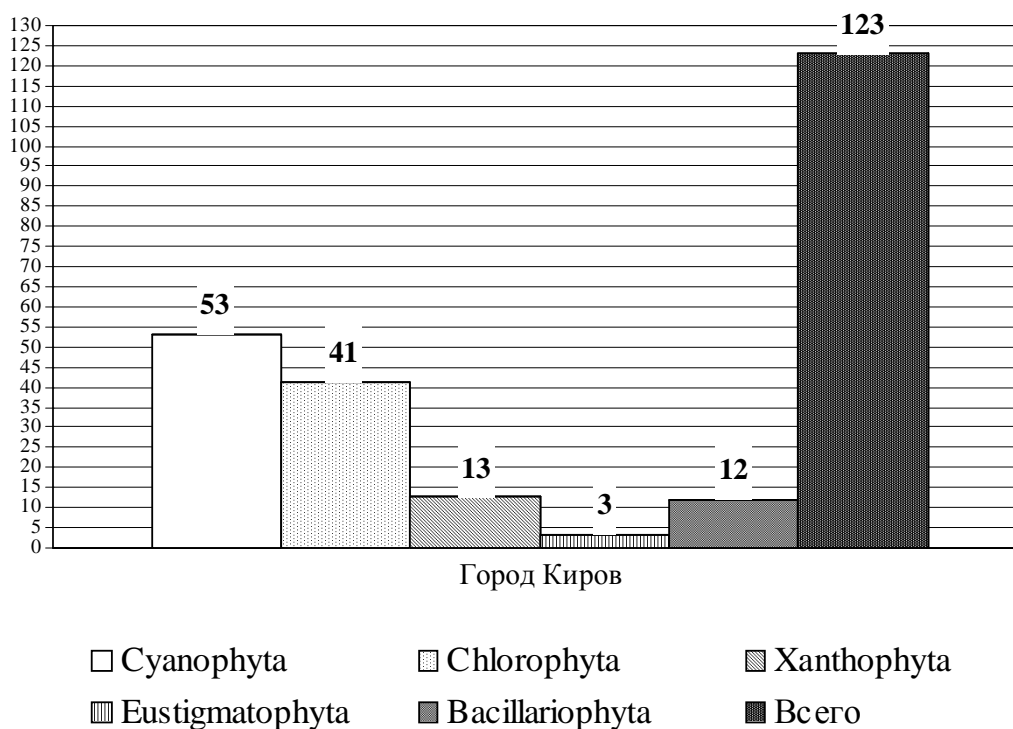


Рис. 19. Видовой состав почвенных водорослей и цианобактерий почв г. Кирова

Таблица 22

**Состав водорослей в городских почвах в сравнении со сводными данными по Кировской области и фоновой территорией (1 – число видов, 2 – процент)**

Объект	Cyanophyta		Chlorophyta		Xanthophyta+ Eustigmatophyta		Bacillario-phyta		Всего
	1	2	1	2	1	2	1	2	
г. Киров	53	43,1	41	33,3	16	13,0	12	9,7	123*
ГПЗ «Нургуш»	27	26,7	44	43,6	24	23,8	6	5,9	101
Сводные данные по Кировской области (Штина, 1997)	166	27,7	239	39,9	122	20,4	66	11,0	599*

\* – встретились представители других отделов

Видовой состав альгофлоры городских почв представлен в табл. 23.

Таблица 23

**Видовое разнообразие альгофлоры городских почв**

№ п/п	Названия отделов и видов	Жизненная форма	Место отбора проб			
			Промышленная зона	Транспортная зона	Рекреационная зона	Селитебная зона
<b>Cyanophyta</b>						
1	<i>Anabaena cylindrica</i> Lemm. f. <i>cylindrica</i>	CF	+			
2	<i>Anabaena oscillarioides</i> Bory f. <i>oscillarioides</i>	CF	+			

3	<i>Anabaena sphaerica</i> Born. et Flah.	CF	+		+	+
4	<i>Borzia trilocularis</i> Cohn.	X				+
5	<i>Calothrix elenkinii</i> Kossinsk. f. elenkinii	CF	+		+	+
6	<i>Cylindrospermum catenatum</i> Ralfs	CF		+	+	
7	<i>Cylindrospermum licheniforme</i> (Bory) Kütz.	CF		+	+	+
8	<i>Cylindrospermum michailovskoense</i> Elenk.	CF			+	+
9	<i>Cylindrospermum muscicola</i> Elenk.	CF		+	+	
10	<i>Leptolyngbya angustissimum</i> (W. et G. S. West) Anagn. et Kom.	P	+			+
11	<i>Leptolyngbya foveodarum</i> (Rabenhorstex Gom.) Anagn. et Kom.	P	+	+	+	+
12	<i>Leptolyngbya fragilis</i> (Gom.) Anagn. et Kom.	P	+			
13	<i>Leptolyngbya frigida</i> (Fritsch) Anagn. et Kom.	P	+	+		+
14	<i>Microchaete tenera</i> Thur. f. tenera	PF	+	+	+	
15	<i>Microcoleus vaginatus</i> (Vauch.) Gom.	M	+	+	+	+
16	<i>Microcoleus vaginatus</i> Gom. f. monticola	M				+
17	<i>Nodularia harveyana</i> (Twait.) Thur.	CF			+	
18	<i>Nostoc commune</i> (Vauch.) f. commune	CF	+			
19	<i>Nostoc linckia</i> (Roth.) Born. et Flah	CF	+		+	
20	<i>Nostoc muscorum</i> (Ag.) Elenk.	CF	+	+	+	+
21	<i>Nostoc paludosum</i> Kütz.	CF	+	+	+	+
22	<i>Nostoc punctiforme</i> (Ag.) Elenk.	CF	+	+	+	+
23	<i>Nostoc punctiforme</i> (Ag.) Elenk. f. <i>populorum</i>	CF				+
24	<i>Oscillatoria amoena</i> (Kütz.) Grun.	hydr		+		
25	<i>Phormidium aerugineo-coerulea</i> (Gom.) Anagn. et Kom.	P	+	+		
26	<i>Phormidium ambiguum</i> Gom.	P		+		+
27	<i>Phormidium angustissimum</i> W. Et G. S. West	P	+			
28	<i>Phormidium animale</i> (Ag. ex Gom.) Anagn. et Kom.	P	+			
29	<i>Phormidium autumnale</i> (Ag.) Gom.	P	+	+	+	+
30	<i>Phormidium boryanum</i> Kütz.	P	+	+	+	+
31	<i>Phormidium breve</i> (Kütz. ex Gom.) Anagn. et Kom.	P	+	+	+	+
32	<i>Phormidium corium</i> (Ag.) Gom.					+
33	<i>Phormidium formosum</i> (Bory ex Gom.) Anagn. et Kom.	P	+	+	+	+
34	<i>Phormidium henningsii</i> Lemm.	P		+		+
35	<i>Phormidium interruptum</i> Kütz.	P				+
36	<i>Phormidium inundatum</i> Kütz.	P	+			
37	<i>Phormidium jadinianum</i> Gom.	P		+		+
38	<i>Phormidium molle</i> (Kütz.) Gom.	P		+		+
39	<i>Phormidium retzii</i> Lemm(Ag.) Gom. f. <i>retzii</i>	P				+

40	<i>Phormidium splendidum</i> (Grev. ex Gom.) Anagn. et Kom.	amph	+			
41	<i>Phormidium tenue</i> (Menegh.) Gom.	P				+
42	<i>Phormidium uncinatum</i> (Ag.) Gom.	P		+	+	+
43	<i>Plectonema boryanum</i> Gom. f. <i>boryanum</i>	P	+	+	+	
44	<i>Plectonema nostocorum</i> Born.	P	+			+
45	<i>Plectonema notatum</i> Schmidle	P	+		+	+
46	<i>Pseudanabaena bipes</i> Bocher	X		+		
47	<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterb.	X	+			+
48	<i>Pseudanabaena galeata</i> Bocher f. <i>galeata</i>	X	+		+	
49	<i>Pseudanabaena tenuis</i> Koppe	X		+		
50	<i>Schizotrix friesii</i> (Ag.) Gom.	M		+		
51	<i>Scytonema ocellatum</i> (Dillw) Thur.	PF	+			
52	<i>Tolypothrix tenuis</i> (Kütz.)	PF	+	+		+
53	<i>Trichromus variabilis</i> (Kütz. ex Born et Flah.) Kom. et Anagn.	CF	+		+	
	<b>Итого:</b>		32	26	22	31
	<b>Bacillariophyta</b>					
54	<i>Amphora veneta</i> Kütz.	hydr				+
55	<i>Caloneis molaris</i> (Grun.) Kram. in Kram.	B	+	+	+	
56	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun. var. <i>amphioxys</i>	B	+	+	+	+
57	<i>Luticola mutica</i> (Kütz.) Mann in Round et al.	B	+	+	+	+
58	<i>Luticola nivalis</i> Mann in Round	B	+	+	+	+
59	<i>Luticola ventricosa</i> (Kütz.) Mann in Round et al.	B	+	+	+	+
60	<i>Navicula mutica</i> var. <i>binodis</i> (Kütz.) Hustedt	B	+	+		+
61	<i>Navicula pelliculosa</i> (Breb.) Hisle	B	+	+	+	+
62	<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Sm. var. <i>palea</i>	B	+	+	+	+
63	<i>Pinnularia atomus</i> (Näg.) Grun.	B	+	+	+	+
64	<i>Pinnularia borealis</i> Ehr.	B	+	+	+	+
65	<i>Pinnularia intermedia</i> Lagerst.	B	+			+
	<b>Итого:</b>		11	10	9	11
	<b>Xantophyta</b>					
66	<i>Botrydiopsis arhiza</i> Borzi	Ch			+	+
67	<i>Botrydiopsis eriensis</i> Snow	Ch			+	+
68	<i>Bumilleriopsis brevis</i> (Gern.) Printz	Ch		+		+
69	<i>Characiopsis minima</i> Pasch.	X	+			
70	<i>Monodus pureniger</i> Pasch.	X			+	
71	<i>Pleurochloris anomale</i> James	X			+	
72	<i>Pleurochloris commutata</i> Pasch.	X			+	
73	<i>Pleurochloris imitans</i> Pasch.	X			+	
74	<i>Pleurochloris lobata</i> Pasch.	X			+	
75	<i>Pleurochloris pyrenoidosa</i> Pasch.	X			+	
76	<i>Polyedriella aculeata</i> Pasch.	X			+	
77	<i>Xanthonema bristolianum</i> (Pasch.) Silva	H	+		+	
78	<i>Xanthonema exile</i> (Klebs) Silva	H	+	+		+
	<b>Итого:</b>		3	2	10	4

	<b>Eustigmatophyta</b>					
79	<i>Eustigmator magnus</i> (B. Petersen) Hibberd	Ch			+	
80	<i>Vischeria helvetica</i> Pasch.	X	+	+	+	+
81	<i>Vischeria irregularis</i> (Pasch.) Hibberd	X	+		+	
	<b>Итого:</b>		2	1	3	1
	<b>Chlorophyta</b>					
82	<i>Actinochloris sphaerica</i> Korsch.	Ch		+		
83	<i>Borodinella polytetras</i> Mill.	Ch		+		
84	<i>Bracteacoccus minor</i> (Chodat) Petrova	Ch	+	+	+	
85	<i>Chlamydomonas conversa</i> Kosch.	hydr	+		+	
86	<i>Chlamydomonas debaryana</i> Gorosch. var. <i>atactogama</i> (Korsch.) Gerloff	C			+	
87	<i>Chlamydomonas elliptica</i> Korsch.	C			+	
88	<i>Chlamydomonas gelatinosa</i> Korsch.	C	+			+
89	<i>Chlamydomonas globosa</i> Snow	C		+	+	
90	<i>Chlamydomonas gloeogama</i> Korsch. var. <i>gloeogama</i>	C	+	+	+	+
91	<i>Chlamydomonas gloeogama</i> Korsch. var. <i>humicola</i>	C	+	+	+	+
92	<i>Chlamydomonas media</i> Korsch.	C		+		
93	<i>Chlamydomonas minima</i> Korsch.	C			+	
94	<i>Chlamydomonas minutissima</i> Korsch.	C			+	
95	<i>Chlamydomonas oblongella</i> Lund	C	+		+	
96	<i>Chlamydomonas reinhardii</i> Dangeard	C		+		
97	<i>Chlorella minutissima</i> Fott et Novakova	Ch	+	+	+	+
98	<i>Chlorella vulgaris</i> Beijer	Ch	+	+	+	+
99	<i>Chlorococcum humicola</i> (Näg.) Rabenh.	Ch	+	+	+	+
100	<i>Chlorococcum infusionum</i> (Schrank) Menegh.	Ch	+	+	+	+
101	<i>Chlorosarcinopsis minor</i> (Gern.) Herndon	Ch		+		
102	<i>Closterium pusillum</i> Hantzsch	X			+	
103	<i>Coccomyxa confluens</i> (Kütz.) Fott	Ch	+	+	+	
104	<i>Cylindrocystis brebissonii</i> Menegh. var. <i>brebissonii</i>	C			+	
105	<i>Cylindrocystis crassa</i> De Bary	C			+	
106	<i>Disporopsis pyrenoidosa</i> Korsch.	Ch				
107	<i>Gongrosira debaryana</i> Rabenh.	amph		+	+	
108	<i>Keratococcus bicaudatus</i> (A. Br.) Boye-Pet.	amph	+			
109	<i>Klebsormidium dissectum</i> (Gay.) Ettl et Gärtner	H			+	
110	<i>Klebsormidium flaccidum</i> (Kütz.) Silva et al.	H	+	+	+	+
111	<i>Klebsormidium nitens</i> (Kütz.) Lokhorst	H	+		+	
112	<i>Klebsormidium rivulare</i> (Kütz.) comb. nova	H	+			
113	<i>Leptosira terricola</i> (Bristol) Printz	H	+			
114	<i>Macrochloris dissecta</i> (Korsch.) Fott	Ch		+	+	
115	<i>Palmella miniata</i> (Leibl.) Chodat	Ch		+		
116	<i>Planktosphaeria maxima</i> Biscoft et Bold	Ch	+	+		
117	<i>Protoderma viride</i> Kütz.	H	+	+	+	

118	<i>Scotiellopsis levicostata</i> (Hollerb.) Puncocharova et Kalina	X	+		+	+
119	<i>Stichococcus bacillaris</i> Näg. S. str.	X	+	+	+	+
120	<i>Stichococcus chodatii</i> (Bialosuknia) Heering	X	+	+	+	+
121	<i>Stichococcus minor</i> Näg. s. str.	X	+	+	+	+
122	<i>Tetracystis aggregate</i> Brown et Bold	Ch	+	+	+	+
	<b>Итого:</b>		23	24	29	13
	<b>Euglenophyta</b>					
123	<i>Euglena mutabilis</i> Schmitz			+		
	<b>Итого:</b>		–	1	–	–

Видовой состав является одной из наиболее важных характеристик сообществ водорослей (Голлербах, Штина, 1969; Штина, Голлербах, 1976; Новичкова-Иванова, 1980). Его изменения обуславливают перестройку таксономической и экологической структуры альгоценоза. Изменение почвенных условий в пределах зоны толерантности основных видов сообщества изменяет численность водорослей. Это может служить критерием ухудшения или улучшения условий жизни. При изменении и переходе фактора в сторону резистентности происходят изменения флористического состава сообщества (Гапочка, 1981). Ответные реакции водорослей проявляются в угнетении или выпадении некоторых групп водорослей; в полной замене одних группировок другими или в исчезновении водорослей (Штина, 1990).

В геоботанике существует показатель, позволяющий установить переход сообщества в новое состояние. Снижение  $\alpha$ -разнообразия в 2 раза рассматривают как предельно допустимую нагрузку, позволяющую сообществу восстановить свою структуру при прекращении действия фактора. В экотоксикологии за кардинальную точку изменений принимают уменьшение оцениваемого параметра на 50% критическим. По аналогии с высшими растениями Р. Р. Кабировым (2010) предложено считать изменение видового состава альгофлоры на 50% критическим. При превышении этого уровня альгоценоз переходит в новое состояние.

Увеличение флористического разнообразия, в частности для лесных экосистем, предложено считать одной из характерных реакций на нарушение сложных фитоценозов (Штина и др., 1981; Артамонова, 1982; Алексахина, Штина, 1984; Антипина, 1976 и др.). В то же время, благодаря высокой устойчивости водорослей, в сообществах сохраняются аборигенные виды. Г. М. Кузяхметовым (2007) в лабораторных опытах изучалось установление пределов толерантности популяций отдельных видов к токсикантам ( $\text{FeSO}_4$ ). Минимальная доза препарата (1:100000) оказывала стимулирующее действие по отношению к отдельным популяциям, что отразилось в увеличении разнообразия зеленых водорослей. В зоне толерантности (от 1:100000 до 1:100) ряд зеленых водорослей встречался постоянно: *Chlorella vulgaris*, *Chlorococcum infusionum*, *Bracteacoccus minor*, *Chlamydomonas gloeogama*. Зеленая нитчатая водоросль *Klebsormidium flaccidum* выдерживала концентрацию 1:100.



Почвенный покров городских территорий включает в себя различные антропогенно преобразованные экотопы. В урбоэкологии выделяют зоны: промышленную, транспортную, селитебную, рекреационную. По общему числу видов водорослей и цианобактерий зоны г. Кирова имеют близкие значения (табл. 24).

Таблица 24

**Таксономический состав альгофлоры городских почв**

Отделы	Промышленна я зона	Транспортная зона	Селитебная зона	Рекреационная зона	Всего
Суанophyta	32	26	31	22	53
Bacillariophyta	11	10	11	9	12
Xanthophyta	3	2	4	10	13
Eustigmatophyta	2	1	1	3	3
Chlorophyta	23	24	13	29	41
Euglenophyta	–	1	–	–	1
Всего	71	64	60	73	123

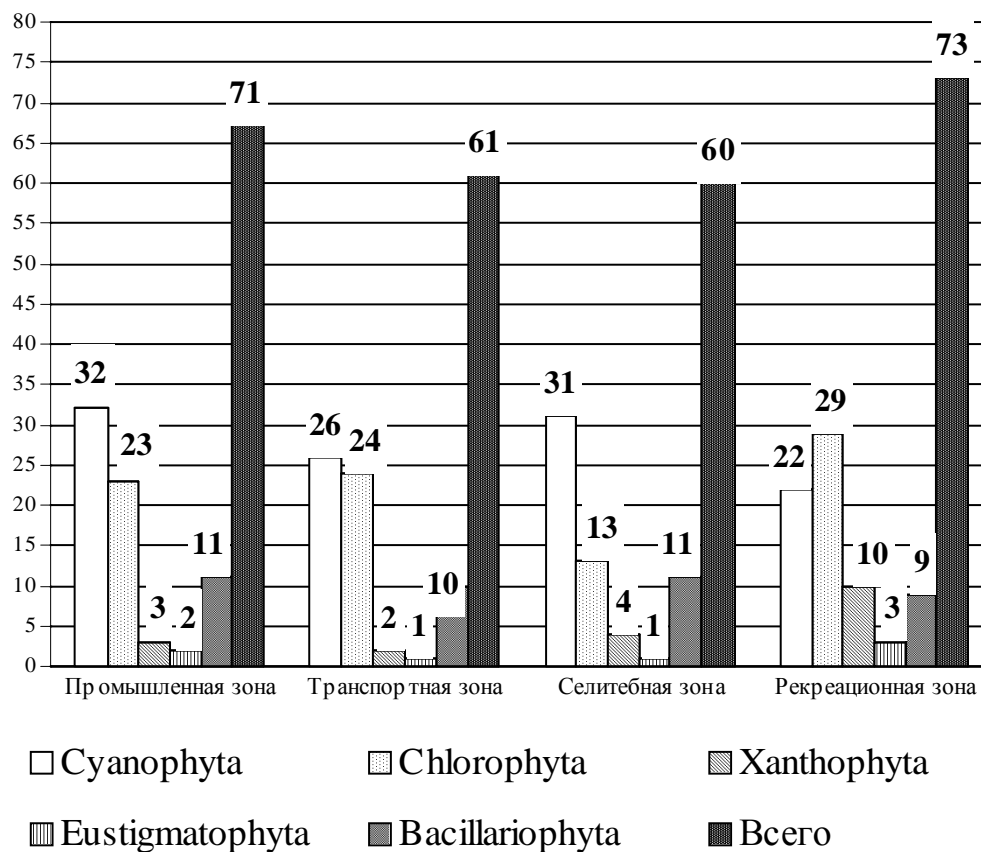


Рис. 20. Видовой состав водорослей и цианобактерий зон г. Кирова

Различия проявляются в видовом составе группировок водорослей на уровне отделов, в составе доминирующего комплекса, специфических видах, экологической структуре.

На примере г. Ижевска Удмуртской республики Н. П. Слободиной (2001) отмечено, что в сильно трансформированных техногенных экотопах происхо-

дит радикальная перестройка альгогруппировок. По мере возрастания антропогенной нагрузки они утрачивают зональные черты. Промышленные площадки, обочины дорог, сильно вытопанные участки в жилой зоне имеют крайне низкое видовое разнообразие и доминирование нитчатых ксерофильных цианобактерий. Н. П. Слободчиквой выделены группы индикаторных видов:

- индифферентные (*Chlorococcum humicola*, *Chlorella minutissima*, *Chlamydomonas gloeogama*, *Hantzschia amphioxys*);
- среднего уровня нагрузки (*Heterococcus chodatii*, *Characiopsis minor*, *Xanthonema bristolianum*, *Stichococcus minor*, *Navicula pelliculosa*, *Phormidium tenue*);
- сильного уровня нагрузки (*Nostoc linckia*, *Phormidium breve*, *Plectonema boryanum*, *Oscillatoria animalis*).

Выделенные виды широко распространены и в урбанизированных экосистемах г. Кирова.

### Почвенные водоросли промышленной зоны г. Кирова

В районах размещения промышленных предприятий города были изучены пробы с участков Биохимического завода, завода «Искож», Станкостроительного завода, Лепсе, ОЦМ, ТЭЦ – 5.

В изученных пробах выявлен 71 вид почвенных водорослей (табл. 24), в том числе *Cyanophyta* – 32 вида (45,1%), *Bacillariophyta* – 11 видов (15,5%), *Xanthophyta* – 3 вида (4,2%), *Eustigmatophyta* – 2 вида (2,8%), *Chlorophyta* – 23 вида (32,4%). По числу видов преобладают цианобактерии и зелёные водоросли. Наибольшее видовое разнообразие представителей данных отделов отмечено и другими исследователями для промышленных зон городов (Кабилов, Шилова, 1994). Чувствительные к загрязнению жёлтозелёные водоросли встречались единично в районе завода Искож и Биохимического завода и полностью отсутствовали в районе Станкостроительного завода.

Доминирующий комплекс сообществ составляли цианобактерии, диатомовые и зелёные водоросли: *Microcoleus vaginatus*, *Phormidium autumnale*, *Leptolyngbya foveolarum*, *Hantzschia amphioxys*, *Luticola mutica* var. *mutica*, *L. mutica* var. *Nivalis*, *Chlamydomonas gloeogama*, *Chlorella vulgaris*.

Встречаемость видов (60–100%) на данных территориях имеют виды: *Phormidium autumnale*, *Leptolyngbya foveolarum*, *Microcoleus vaginatus*, *Luticola mutica* Kütz. var. *mutica*, *Luticola mutica* Kütz. var. *nivalis* (Ehr.) Hust., *Navicula pelliculosa*, *Hantzschia amphioxys* var. *amphioxys*, *Chlamydomonas gloeogama*, *Chlorella vulgaris*, *Stichococcus minor*, *Stichococcus chodatii*, *Protoderma viride*.

Анализ альгофлоры по жизненным формам указал на преобладание нитевидных безгетероцистных цианобактерий, тяготеющих к голым участкам минеральной почвы и обладающих ксероморфной структурой, диатомеи, живущих в поверхностных слоях влажной почвы и теневыносливых видов. Формула экобиоморф : P<sub>18</sub>B<sub>11</sub>CF<sub>10</sub>X<sub>9</sub>Ch<sub>8</sub>H<sub>7</sub>C<sub>4</sub>amph<sub>2</sub>M<sub>1</sub>hydr<sub>1</sub>.

## Почвенные водоросли транспортной зоны г. Кирова

В пробах с транспортной зоны г. Кирова обнаружено 64 вида почвенных водорослей (табл. 24), в том числе *Cyanophyta* – 26 видов (40,6%), *Bacillariophyta* – 10 видов (15,6%), *Xanthophyta* – 2 вида (3,1%), *Eustigmatophyta* – 1 вид (1,6%), *Chlorophyta* – 24 вида (37,5%), *Euglenophyta* – 1 вид (1,6%). Как и в промышленной зоне, более богатое видовое разнообразие имеют цианобактерии и зелёные водоросли. В индивидуальных пробах наблюдали низкое видовое разнообразие видов. Так, в почве с перекрёстка ул. Некрасова и Попова встречено всего 3 вида диатомовых водорослей – *Hantzschia amphioxys* var. *amphioxys*, *Luticola mutica* var. *mutica*, *Navicula pelliculosa*. В пробах с перекрёстка ул. Ленина и Профсоюзной, а также на Октябрьском проспекте, напротив Цирка, были обнаружены единичные виды зелёных водорослей. Доминантами сообществ водорослей транспортной зоны являлись *Microcoleus vaginatus*, *Phormidium autumnale*, *Ph. formosum*, *Cylindrospermum licheniforme*, *Leptolyngbya foveolarum*, *Hantzschia amphioxys* var. *amphioxys*, *Chlamydomonas gloeogama*, *Chlorella vulgaris*, *Protoderma viride*.

Встречаемость (более 50%) имеют виды: *Nostoc paludosum*, *Luticola mutica* Kütz. var. *mutica*, *Navicula pelliculosa*, *Hantzschia amphioxys* var. *amphioxys*, *Chlamydomonas gloeogama*, *Chlorella vulgaris*, *Coccomyxa confluens*, *Chlorococcum* sp.

В периоды повышенной влажности наблюдали «цветение» почв, вызванное массовым развитием цианобактерий, зелёных и диатомовых водорослей, протонемы мхов. Как правило, оно бывает кратковременным и возникает при благоприятной погоде – достаточной, но не избыточной влажности почвы. Осенью 2009 г. в районах улиц Производственной, Щорса, площади Лепсе, вблизи автотранспортных магистралей были отобраны пробы поверхностных разрастаний водорослей. Максимальная численность клеток –  $183 \pm 4,7$  тыс. кл./см<sup>2</sup> – почвы выявлена в поверхностной плёнке с улицы Щорса. Видовое разнообразие было представлено 13 видами. Доминантами сообщества являлись *Phormidium autumnale*, *Ph. boryanum*, *Microcoleus vaginatus* (*Cyanophyta*), *Hantzschia amphioxys*, *Nitzschia palea*, *Pinnularia borealis* (*Bacillariophyta*). Численность клеток цианобактерий и водорослей в поверхностных разрастаниях с улицы Производственной составила  $176 \pm 9,9$  тыс. кл./см<sup>2</sup> почвы. Преобладали цианобактерии *Leptolyngbya foveolarum*, *Plectonema boryanum* и водоросли *Hantzschia amphioxys*, *Navicula pelliculosa*, *Nitzschia palea* (*Bacillariophyta*), *Chlorella vulgaris* (*Chlorophyta*). Минимальная численность клеток цианобактерий и водорослей отмечена в плёнке «цветения» с площади Лепсе и составила  $61 \pm 5,7$  тыс. кл./см<sup>2</sup> почвы. Доминировали цианобактерии *Phormidium boryanum*, *Plectonema boryanum*, *Leptolyngbya foveolarum* и диатомеи *Hantzschia amphioxys*, *Luticola mutica*.

Формула экобиоморф –  $P_{15}Ch_{13}C_9B_7CF_7X_7H_3M_1amph_1hydr_1$ .

## Альгофлора почв селитебной зоны г. Кирова

Селитебная территория занимает в среднем 50–60% территории города. Селитебная зона – часть территории населенного пункта, занятая жилыми зданиями, спортивными сооружениями, зелеными насаждениями и местами кратковременного отдыха населения, а также предназначенная для их размещения в будущем.

В селитебной зоне г. Кирова обнаружено 60 видов почвенных водорослей (табл. 24), в том числе *Cyanophyta* – 31 вид (51,7%), *Bacillariophyta* – 11 видов (18,3%), *Xanthophyta* – 4 вида (6,7%), *Eustigmatophyta* – 1 вид (1,7%), *Chlorophyta* – 13 видов (21,6%).

Доминирующий комплекс составили цианобактерии – *Phormidium autumnale*, *Ph. boryanum*, *Pseudanabena catenata*, *Microcoleus vaginatus* и диатомовые водоросли – *Navicula pelliculosa*, *Nitzschia palea*.

Состав жизненных форм представлен формулой  $P_{19}B_{11}CF_8Ch_8X_6C_3M_2H_2hydr_1$ .

В. С. Артамоновой (2002; 2006) в почвах жилых районов города Новосибирска диатомовые водоросли отмечены как доминанты фототрофного блока микробиоты. Их вклад в биомассу урбанизированной территории в подзолистые почвы увеличился в 5 раз по сравнению с пригородной почвой и в 2 раза в серой лесной почве по сравнению с пригородной почвой. По мнению автора, приспособление диатомей к неблагоприятным факторам среды обитания выражается в эфемерности их развития, быстром размножении при минимальном увлажнении, способности к движению вглубь почвы и щелочной реакции почвенной среды.

При нарушении почвенного покрова разрастание водорослей и цианобактерий способно формировать начальные стадии восстановительных сукцессий. По нашим наблюдениям, это *Phormidium autumnale*, *Ph. uncinatum*, *Ph. boryanum*, *Microcoleus vaginatus*, *Schizotrix friesii*, *Leptolyngbya foveolarum*, *L. fragilis*, *Plectonema boryanum*, *Nostoc punctiforme*, *N. commune*, *Tolypothrix tenuis* (*Cyanophyta*); *Chlamydomonas gloeogama*, *Chlorella vulgaris*, *Bracteacoccus minor*, *Coccomyxa confluens*, *Stichococcus chodatii* (*Chlorophyta*); *Hantzschia amphioxys*, *Navicula pelliculosa*, *Luticola mutica* (*Bacillariophyta*).

Для селитебной зоны г. Ижевска (Аксенова, 2010) характерны виды: *Leptolyngbya foveolarum*, *Microcoleus vaginatus*, *Plectonema boryanum*, *Pinnularia borealis*, *P. brevicostata*, *Hantzschia amphioxys*, *Chlorococcum humicola*, *Chlorella vulgaris*. Зеленые водоросли составляют 44,4% видовой разнообразия, цианобактерии – 36,7%.

## Альгофлора почв рекреационной зоны г. Кирова

В качестве объектов исследования были выбраны Александровский сад, парк им. С. М. Кирова, парк им. Ю. А. Гагарина, Дендрологический парк лесоводов Кировской области.

Александровский сад был заложен по случаю посещения Вятки в 1825 г. императором Александром I. Дендрологический парк лесоводов создан в 1962 г. к 50-летию Октябрьской революции.

В рекреационной зоне выявленное видовое разнообразие представлено 73 видами почвенных водорослей (табл. 24), в том числе *Cyanophyta* – 22 вида (30,1%), *Bacillariophyta* – 9 видов (12,3%), *Xanthophyta* – 10 видов (13,7%), *Eustigmatophyta* – 3 вида (4,1%), *Chlorophyta* – 29 видов (39,7%). По видовому разнообразию преобладают зелёные водоросли и цианобактерии.

Доминирующий комплекс представлен видами *Leptolyngbya foveolarum*, *Microcoleus vaginatus*, *Phormidium autumnale*, *Ph. boryanum*, *Ph. formosum*, *Nostoc punctiforme*, *Cylindrospermum licheniforme*, *C. michailovskoense*, *Hantzschia amphioxys*, *Chlamydomonas gloeogama*, *Bractacoccus minor*, *Chlorella vulgaris*.

Встречаемость (более 50%) имеют виды *Phormidium boryanum*, *Leptolyngbya foveolarum*, *Microcoleus vaginatus*, *Hantzschia amphioxys* var. *amphioxys*, *Navicula pelliculosa*, *Bractacoccus minor*, *Chlamydomonas gloeogama*, *Chlorella vulgaris*, *Coccomyxa confluens*.

Состав жизненных форм водорослей представлен формулой:  $Ch_{11}C_{10}CF_{12}X_{15}P_9V_9H_4M_1amph_1hydr_1$ .

С увеличением рекреационной нагрузки происходит уплотнение почвы, изменение ее температурного, воздушного и водного режимов, нарушение растительного покрова. Реакция водорослей и цианобактерий на изменение факторов среды проявляется в увеличении их видового разнообразия по сравнению с почвой газона. Аналогичные наблюдения были отмечены рядом авторов (Бачура, 2010; Трухницкая, 2010).

Коэффициент флористической связи Сьеренсена-Чекановского указывает на большее сходство промышленной и рекреационной зон, меньшее сходство промышленной, транспортной и рекреационной зон отмечено с селитебной зоной, альгофлора которой является более специфичной (табл. 25).

Таблица 25

**Коэффициент Сьеренсена – Чекановского зон г. Кирова**

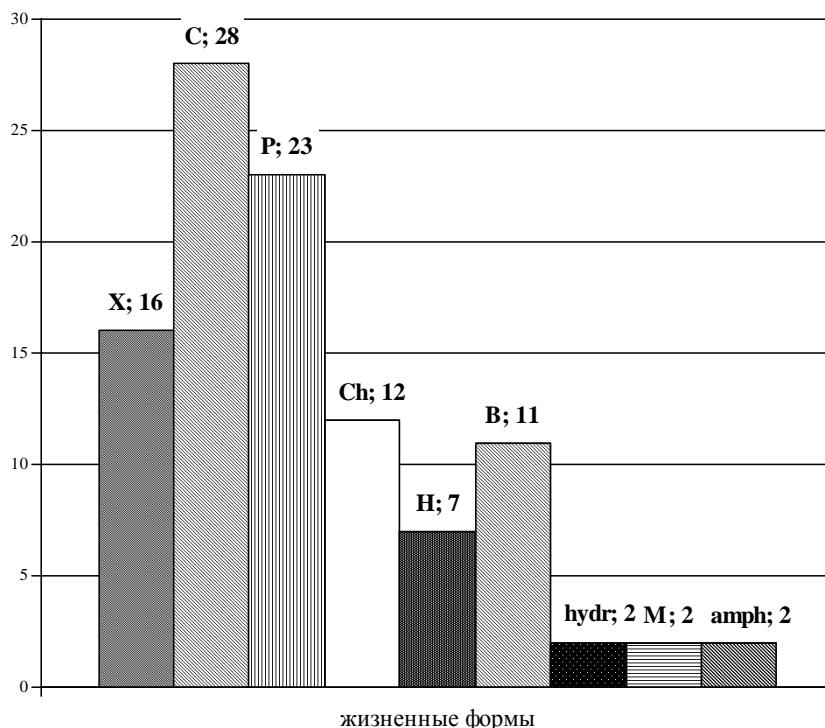
	Промышленная	Транспортная	Селитебная	Рекреационная
Промышленная				
Транспортная	0,64			
Селитебная	0,33	0,37		
Рекреационная	0,66	0,67	0,31	

Таблица 26

**Экологическая структура водорослей и цианобактерий зон г. Кирова  
(1 – число видов, 2 – процент)**

Зона	Эдафотильные		Амфибиальные		Гидрофильные		Формула экобиоморф
	1	2	1	2	1	2	
Промышленная	68	95,8	2	2,8	1	1,4	$P_{18}B_{11}CF_{10}X_9Ch_8H_7C_4amph_2M_1hydr_1$
Транспортная	62	96,9	1	1,6	1	1,6	$P_{15}Ch_{13}C_9B_7CF_7X_7H_3M_1amph_1hydr_1$

Селитебная	59	98,3	–	–	1	1,7	$P_{19}B_{11}CF_8Ch_8X_6C_3M_2H_2hydr_1$
Рекреационная	71	97,3	1	1,4	1	1,4	$Ch_{11}C_{10}CF_{12}X_{15}P_9B_9H_4M_1amph_1hydr_1$



### г. Киров

Рис. 21. Жизненные формы водорослей и цианобактерий урбаноземов г. Кирова

Различия в экологической структуре группировок водорослей по жизненным формам проявляются по зонам г. Кирова (табл. 26). Формулы экобиотопов:

Промышленная зона –  $P_{18}C_{14}B_{11}X_9Ch_8H_7amph_2M_1hydr_1$

Транспортная зона –  $P_{15}Ch_{15}C_{11}B_{10}X_6H_3amph_3hydr_1$

Селитебная зона –  $P_{19}C_{11}B_{10}Ch_8X_7H_2M_2hydr_1$

Рекреационная зона –  $C_{21}X_{15}Ch_{11}P_9B_9H_5M_1amph_1hydr_1$

Сравнение жизненных форм показало наибольшее сходство промышленной и селитебной зон: на первое место выходят представители Р-формы – нитчатые цианобактерии, тяготеющие к участкам с нарушенным почвенным покровом, обладающие ксероморфной структурой; на второе место – представители С-формы – виды, формирующие слизь, в том числе азотфиксаторы; третье место – В-форма – диатомовые. В транспортной зоне увеличивается число видов Сh-формы (убиквисты), но первое и третье места занимают представители Р- и С-форм. Состав жизненных форм отличается в рекреационной зоне, где преобладают по числу видов представители С-, Х- и Сh-форм. Таким образом, альгофлора почв г. Кирова достаточно разнообразна и представлена эдафотрофными видами из отделов Cyanophyta, Bacillariophyta, Xanthophyta, Chlorophyta. Наименьшее видовое разнообразие имеют представи-

тели отдела Xanthophyta, что, согласно литературным данным, указывает на загрязнение городских почв. Коэффициенты Сьеренсена – Чекановского при сравнении промышленной, транспортной и рекреационной зон близки и составляют 0,64–0,67. Толерантность к антропогенной и техногенной нагрузке проявляют *Phormidium autumnale*, *Ph. boryanum*, *Microcoleus vaginatus*, *Nostoc punctiforme*, *Hantzschia amphioxys* var. *amphioxys*, *Luticola mutica*, *Bractacoccus minor*, *Chlamydomonas gloeogama*, *Chlorella vulgaris*, *Coccomyxa confluens*, *Stichococcus minor*. Полученные результаты исследований могут служить основанием для дальнейшего мониторинга городских почв.

### **Внутрипочвенные фототрофные микробные комплексы**

Внутрипочвенный пул водорослей и цианобактерий (ЦБ) служит основой для формирования наземных разрастаний. В отличие от «цветения» почвы, которое, как правило, приурочено к определённым зонам, не даёт 100% покрытия почвы и не существует постоянно, внутрипочвенные группировки фототрофов распределены во всей толще почвы с определённой плотностью и являются стабильной частью почвенной микробиоты. Численность, биомасса, видовой состав этих организмов, их сезонная динамика и продуктивность чрезвычайно подробно изучены в XX в. почвенными альгологами в различных регионах нашей страны, в разных климатических зонах и экосистемах, включая урбанизированные территории. Материалы почвенно-альгологических исследований опубликованы в многочисленных монографиях, начиная с классических работ Э. А. Штиной и М. М. Голлербаха, а также в сборниках и трудах съездов, конференций, симпозиумов.

Обычно в умеренной зоне отбор почвенных образцов для проведения альгологического анализа проводится в мае – октябре до выпадения снега. Существуют единичные исследования (Неганова, 1979), выполненные в природных условиях в зимний период. Так, более 30 лет тому назад было обнаружено, что численность водорослей на протяжении зимних месяцев (пробы замороженной почвы выкапывались из-под снега) изменялась незначительно. Большинство клеток при наблюдении в люминесцентном микроскопе имело ярко-красное окрашивание, показывающее, что водоросли находились в живом состоянии. Клетки имели утолщенную оболочку, свернувшееся в комочек содержимое. Автор делает вывод, что в промёрзшей почве водоросли находятся в неактивном состоянии.

При искусственном воссоздании циклов «замораживание – оттаивание» в почве было установлено, что количество С и N микробной биомассы заметно уменьшалось (на 6–40%) при замораживании, по сравнению с незамороженным контролем (Yanai et al., 2004). Предполагается, что 60–94% почвенных микроорганизмов могли выживать вслед за следующими друг за другом циклами замораживания – оттаивания. Анализ канонической корреляции показал значительную положительную корреляцию между степенью выживания микроорганизмов и содержанием органического вещества в почве ( $r = 0,948$ ), а также от-

мечена положительная корреляция выживания микроорганизмов с поровым пространством.

При определении механизмов выживания бактерий при температурах замораживания или около 0 °С было установлено, что устойчивые к замораживанию штаммы ингибируют рекристаллизацию льда, свойство, характерное для антифризных белков, которые препятствуют росту больших, потенциальных источников повреждения, кристаллов льда (Walker et al., 2006).

Микроорганизмы способны выживать не только в промерзшей почве, но и в снегу. Было даже зарегистрировано изменение окраски снега под влиянием обитающих в нём микроорганизмов, и особенно – под влиянием «цветения» водорослей, живущих в толще глубокого, устойчивого снежного покрова (Milius, 2000). Во всём мире обнаружено около 350 видов снежных водорослей, живущих при температуре, близкой к точке замерзания, в среде, бедной питательными веществами, в подкисленной, расплавляемой солнцем каше талого снега. Водоросли поддерживают хрупкую пищевую сеть в снегу. В зависимости от обитающих в снегу водорослей снег может иметь окраску от красной до желтовато-зеленой. Окраску арбузной мякоти снег приобретает под влиянием вида *Chlamydomonas nivalis*, а зеленый цвет придает снегу присутствие в нём водорослей из р. *Chloromonas*. Водоросли красного снега синтезируют 12 каротиноидных пигментов, зелёный цвет связан с хлорофиллами.

Наша работа была проведена в конце ноября 2008 г. Поздняя осень и декабрь этого года были аномально тёплыми и бесснежными. Почва не промерзала очень долго. Образцы почвы для количественного учёта водорослей и выявления видового фототрофов были отобраны в различных зонах г. Кирова, включая районы промышленных предприятий, газоны и аллеи ряда улиц с высокой автотранспортной нагрузкой.

Было обнаружено, что альгофлора исследуемых почв была представлена отделами Cyanophyta – 36 видов, Bacillariophyta – 8, Xanthophyta – 9, Eustigmatophyta – 3, Chlorophyta – 35. Всего выявлен 91 вид (табл. 27). Наиболее богатая альгофлора синезелёных водорослей (ЦБ) – 28 видов – отмечена в районах размещения промышленных предприятий, что ещё раз подтверждает положение об особой устойчивости данной группы фототрофных микроорганизмов (Домрачева и др., 2009). Доминантами в этих сообществах являются *Anabaena sphaerica*, различные виды рода *Nostoc*, *Phormidium autumnale* и *Microcoleus vaginatus*. Представители Xanthophyta, которых считают наиболее чувствительными к загрязнению, наиболее многочисленны в парках (6 видов). Представительство зелёных по численности видов практически одинаково во всех исследованных зонах.



**Таксономический состав альгофлоры городских почв в зимний период**

Отделы	Районы промышленных предприятий	Улицы города	Парки	Всего
Cyanophyta	28	18	16	36
Bacillariophyta	8	7	6	8
Xanthophyta	3	2	6	9
Eustigmatophyta	2	1	3	3
Chlorophyta	20	21	24	35
Всего	61	49	55	91

Сравнение альгофлор районов с разным уровнем антропогенной на-грузки с использованием коэффициента Сьеренсена – Чекановского (значение коэффициента изменяется в пределах 0–1, чем ниже значение коэффициента, тем менее сходно сообщество) показало умеренное сходство альгофлоры сравниваемых городских почв (табл. 28).

Таблица 28

**Сравнение альгофлоры городских районов  
(по коэффициенту Сьеренсена – Чекановского)**

Сравниваемые участки	Районы промышленных предприятий	Улицы города	Парки
Районы промышленных предприятий	–	0,58	0,57
Улицы города	0,58	–	0,56
Парки	0,57	0,56	–

При проведении количественного учёта водорослей методом прямой микроскопии в зимних почвенных образцах было обнаружено, что их численность превышает миллионы клеток в 1 г почвы (табл. 29).

Таблица 29

**Численность клеток микрорототрофов в городских почвах  
в зимний период (тыс. клеток/г)**

Место отбора проб	Водоросли	Цианобактерии	Всего
Районы промышленных предприятий	200–250	1217–2983	1467–3183
Улицы города	330–400	1180–2117	1580–2417
Парки	320–330	1180–2743	1510–3063

Минимальные и максимальные значения численности фототрофов во всех обследованных районах чрезвычайно близки. Доминируют в почвах по численности так же, как по видовому составу, ЦБ. По сравнению с имеющимися литературными данными (Неганова, 1979), характеризующими численность зимней альгофлоры – десятки тысяч клеток в 1 г почвы, полученные результаты в тысячи раз выше. Явно, что данный фактор свидетельствует об активном размножении фототрофов зимой 2008 г. с аномально тёплой погодой, длительным отсутствием снежного покрова и непромерзанием почвы. Вероятно, длитель-

ный тёплый период после непродолжительного снегопада в начале ноября и таянья выпавшего снега спровоцировал выход водорослей из периода покоя, аналогично тому как в конце ноября – начале декабря происходило набухание почек на деревьях.

### «Цветение» почвы

Явным доказательством развития фототрофных микроорганизмов в городских почвах служит феномен «цветения» почвы. Почвенный фототрофный микробный комплекс представлен водорослями и ЦБ, имеющими стадии существования как в глубине почвы, так и на её поверхности. При этом принципиальное отличие наземных фототрофных микробных сообществ (ФМС) от всех других заключается в наличии фотосинтеза, что определяет строго очерченные экологические ниши, связанные с количеством и качеством света. Феномен массового размножения на поверхности почвы водорослей и ЦБ получил название «цветение» почвы. Неоднократно обсуждалась роль этого явления в различных климатических зонах (Fritsch, 1907; Келлер, 1926; Bristol-Roach, 1927; Рихтер, Орлова, 1928; Lund, 1947; Штина, 1959; Kiss; 1959; Домрачева, 1998, 2005; Кондакова, Домрачева, 2007).

Возникновение «цветения» связано не только с комплексом благоприятных экологических условий, которые дают сигнал массовому размножению. Существует наличие критической численности клеток (внутрипочвенные сгустки), своеобразные «окна для инвазии», через которые и происходит миграция клеток снизу вверх на поверхность, лишённую высшей растительности. Массовое размножение фототрофов становятся центрами повышенной биологической активности, так как в виде экзометаболитов в окружающую среду выделяется от 1 до 89% продуктов фотосинтеза. Вследствие этого вокруг клеток и их комплексов создаётся особая зона повышенной концентрации органических веществ.

Как сами клетки фототрофов, так и их выделения представляют субстрат питания для других организмов и источник биохимического влияния на них. Поэтому возникает сеть трофических и аллелопатических взаимоотношений с сапротрофами и биотрофами. В отдельных случаях может быть образована морфологически единая система ФМС, способная выполнять функции многоклеточных организмов (цианобактериальные маты), в которой ассоциированы цианобактерии, водоросли и различные группы гетеротрофных бактерий (Заварзин, 2003). Текстура ФМС – величина непостоянная. Характер отношений между разными группами фототрофов меняется в связи с изменением их плотности, возраста, физиологического состояния и экологической обстановки. Аналогичные работы показал, что «цветение» почвы имеет ряд характерных свойств, независимо от места возникновения, сезона, типа почвы, доминирующих группировок (табл. 30).

1. Массовое размножение на поверхности характерно для немногих видов: в описанных наземных сообществах их структуру формируют всего от 5 до 27 популяций фототрофных микроорганизмов. 2. Количество видов, форми-

рующих наземные альгоценозы, намного меньше видового пула в почве. Пресс экологических и антропогенных факторов позволяет вегетировать и размножаться на поверхности от 10 до 50% видов, выявляемых в глубине. Таким образом, на уровне ФМС проявляется общая экологическая закономерность: флористическая ёмкость экотопов всегда выше флористической ёмкости фитоценозов, формирующихся в этих экотопах. 3. Роль отдельных видов, формирующих «цветение», различна. Выделяются популяции фототрофов, способные в геометрической прогрессии увеличивать свою численность, что приводит к доминирующей роли данной популяции в сообществе. Среди доминантов наиболее часто встречаются нитчатые формы – цианобактерии и зелёные водоросли: р.р. *Cylindrospermum*, *Nostoc*, *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Klebsormidium* и др.

Таблица 30

**Реализуемость видового потенциала фототрофов  
при «цветении» почвы (сводные данные)**

Название почвы	Число видов		Реализуемость видового потенциала, %
	в почве	в пленках «цветения»	
Тундровая	164	27	16,5
Торфяная	14	7	50,0
Торфяно-болотная	51	17	33,3
Серая лесная	38	9	23,7
Дерново-подзолистая	28	11	39,3
Дерново-карбонатная	94	18	19,1
Пойменная дерновая	206	22	10,7
Лугово-черноземная	59	10	16,9
Луговой солончак	76	14	18,4
Темнокаштановая	92	9	9,8
Сероземно-луговая	53	14	26,4
Такыр	35	15	42,8
Коричневая горная	49	5	10,2

Мы попытались сравнить специфику фототрофных комплексов «цветения» почвы сельскохозяйственных и урбанизированных территорий и выявить возможность использования показателей структурной организации альгоценозов в целях биодиагностики состояния почвы.

В образцах «цветущей» почвы определяли видовой состав фототрофов (прямое микроскопирование, чашечные культуры со стеклами обрастания, водные культуры) (Штина, Голлербах, 1968), методом прямого микроскопирования проведён учёт численности и биомассы клеток фототрофов и длины грибного мицелия (Домрачева, 2005).

**«Цветение» пахотных почв**

Для сезонных сукцессий ФМС пахотных почв умеренной зоны характерна смена группировок, следующая за сезонной динамикой биогенных элементов в почве, в первую очередь, азота, которая определяется их выносом из поч-

вы высшим растением. Закономерной сменой группировок, которая повторяется из года в год, является последовательность: одноклеточные зелёные и желтозелёные водоросли (конец весны) – нитчатые зелёные водоросли (конец весны – начало лета) – безгетероцистные цианобактерии (начало – середина лета) – гетероцистные цианобактерии (конец лета – осень). При этом в ходе сезонной сукцессии происходит полная реализация видового потенциала почвы (рис. 22).

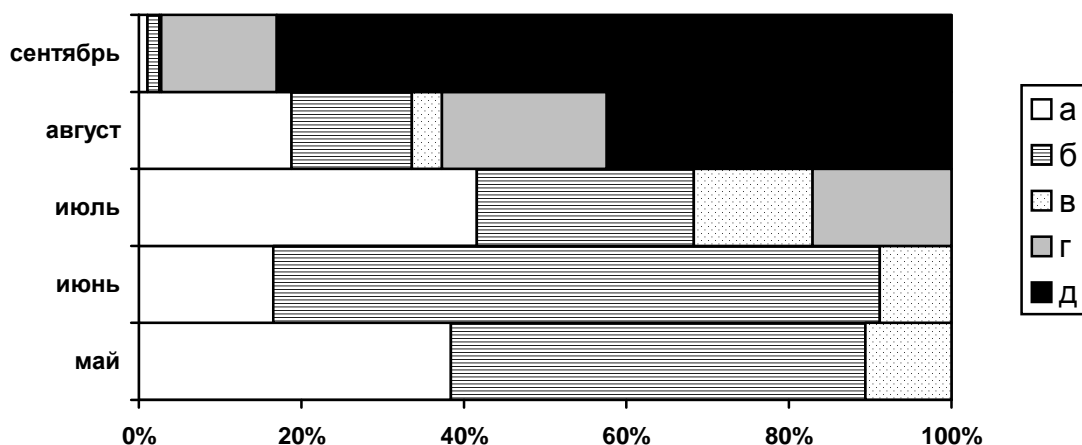


Рис. 18. Сезонная сукцессия фототрофных микроорганизмов при «цветении» почвы (содержание группировок,%). Обозначения: а – одноклеточные зелёные и желтозелёные водоросли; б – нитчатые зелёные и желтозелёные водоросли; в – диатомеи; г – безгетероцистные цианобактерии; д – гетероцистные цианобактерии

Ход сезонных сукцессий нарушается, если конкурентоспособность какой-либо группировки поддерживается определенными биогенными элементами. Так, в диапазоне нарастающих концентраций азота от 60 до 180 кг/га при их длительном применении на одной и той же почве развиваются ФМС с различными структурными характеристиками (табл. 31).

Таблица 31

**Структура наземных фототрофных микробных сообществ (%) при внесении возрастающих доз азота в условиях 11-летнего стационара**

Вариант	Общий азот, %	Водоросли			Цианобактерии	
		одноклеточные зелёные	нитчатые зелёные	диатомовые	безгетероцистные	Гетероцистные
N0	0,125	18,8	14,8	3,7	56,5	6,2
N60	0,127	32,2	35,2	4,2	24,7	3,7
N120	0,129	28,9	62,4	2,0	6,7	0
N180	0,131	18,8	78,8	2,4	0	0

Содержание аутогенной сукцессии ФМС сводится не только к изменению состава и численности фототрофов, его слагающих, но и к изменению характера отношений между партнёрами. Первоначально виды и группировки развиваются автономно. Затем в результате размножения происходит физическое сближение особей, приводящее к сопряженному развитию популяций. По мере

нарастания физических и метаболических контактов нарастает уровень конкурентных отношений, при котором происходит дифференциация экологических ниш с распределением группировок фототрофов по модели геометрического ряда. Конечный этап сукцессии связан с резким усилением доли ведущей группировки, что ведёт к снижению видового разнообразия и уменьшению устойчивости сообщества (табл. 32).

Таблица 32

**Стадии альго-цианобактериальной сукцессии «цветения» почвы**

Стадии	Характер связей между партнерами	Критерий оценки
I	Сопряженное развитие популяций: Безгетероцистные – гетероцистные цианобактерии; зелёные водоросли – цианобактерии	Коэффициент ассоциативности $r_4$ : $r_4 = 0,670-0,782$ $r_4 = 0,542-0,680$
II	Нарастание конкурентных отношений, дифференциация экологических ниш	Модель геометрического распределения структуры сообщества. Степень захвата
III	Усиление роли ведущего доминанта, уменьшение видового разнообразия, снижение устойчивости сообщества	Изменение индекса Шеннона (D): $0,1795-$ $0,0205-0,0164-0,0046$

В судьбу ФМС также активно вмешиваются почвенные биотрофы – простейшие, клещи, нематоды, энхитреиды, дождевые черви (Домрачева, 2005). Избирательность потребления и переваривания фототрофов беспозвоночными приводит к элиминации одних видов и стимуляции размножения других, которые не выедаются или сохраняют жизнеспособность в экскрементах. Благодаря миграции животных в почве появляются новые очаги «цветения» с видовым составом фототрофов, отличным от материнского ФМС.

Следующим мощным фактором, определяющим организацию ФМС, является состав и динамика биогенных элементов в почве.

Следовательно, триада выживаемости таких эфемерных сообществ, как ФМС, включает следующие механизмы контроля: 1) физико-химическую регуляцию через поток биогенных элементов; 2) саморегуляцию через взаимоотношения фототрофов; 3) «пастбищную» регуляцию через выедание фототрофов беспозвоночными.

Формирование экологических свойств фототрофов происходило при различной обеспеченности элементами минерального питания. В результате возникли виды, отличающиеся потребностью в азоте и зольных элементах. Сбалансированное развитие ФМС, возникшего в условиях малой обеспеченности почвы питательными элементами, нарушается при внесении дополнительного количества биогенных элементов. Трофические предпочтения разных групп фототрофов приводят к тому, что при внесении разных удобрений лидирующие позиции в ФМС захватывают разные группировки. Первоначальные изменения в ФМС фиксируются в виде колебаний численности (табл. 33) и биомассы клеток (табл. 34).

Таблица 33

**Изменение численности нитчатых зелёных водорослей  
под влиянием азотных удобрений в стационарных опытах**

Дозы азота, кг/га по действующему веществу	0	60	120	180
Численность клеток, тыс./см <sup>2</sup>	60	117	552	731

Таблица 34

**Влияние различных удобрений на биомассу (мг/см<sup>2</sup>)  
наземного фототрофного сообщества**

Вариант	Без удобрений	Навоз	Торф + навоз
Биомасса	0,246	0,550	1,114

По мере увеличения концентрации в почве форм доступного азота уменьшается конкурентоспособность цианобактерий, для которых при нормальном ходе сезонной сукцессии характерно абсолютное доминирование в пленках «цветения» в конце лета и осенью в условиях умеренной зоны. Чем дольше применяются удобрения, тем стабильнее изменения в ценопопуляциях фототрофных микроорганизмов: уменьшается доля цианобактерий и стремительно возрастает – зелёных водорослей (рис. 23).

(NPK)120

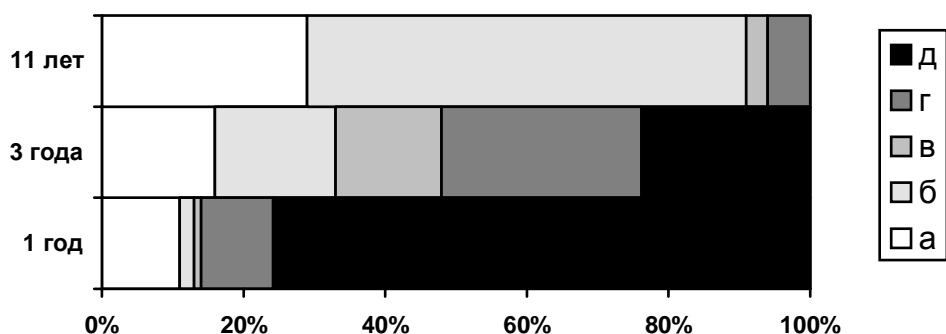


Рис. 23. Влияние длительности внесения минеральных удобрений на структуру фототрофных микробных сообществ «цветения» почвы.

Обозначение групп фототрофов аналогично рис. 1

В конечном итоге происходит кардинальная перестройка структуры ФМС с выпадением отдельных экологически значимых группировок (табл. 35).

Таблица 35

**Влияние возрастающих доз азота на структуру популяций фототрофов (%)  
в наземных разрастаниях**

Вариант	Водоросли		Цианобактерии
	зелёные	диатомовые	
N0	44,9	3,1	52,0
N50	65,7	7,6	26,7
N100	64,8	7,9	27,3

N150	78,8	8,8	12,4
N200	81,6	6,5	3,9
N250	84,0	16,0	0

Флористическая деградация ФМС может достигать крайних пределов, если в почву в течение многих лет дифференцированно вносятся минеральные удобрения. Особенно острое проявление этого мы наблюдали на 30-летнем стационаре. При одностороннем применении минеральных азотных удобрений произошло полное перерождение наземных сообществ в комплекс фототрофов на уровне трех видов одноклеточных зелёных водорослей (рис. 24).

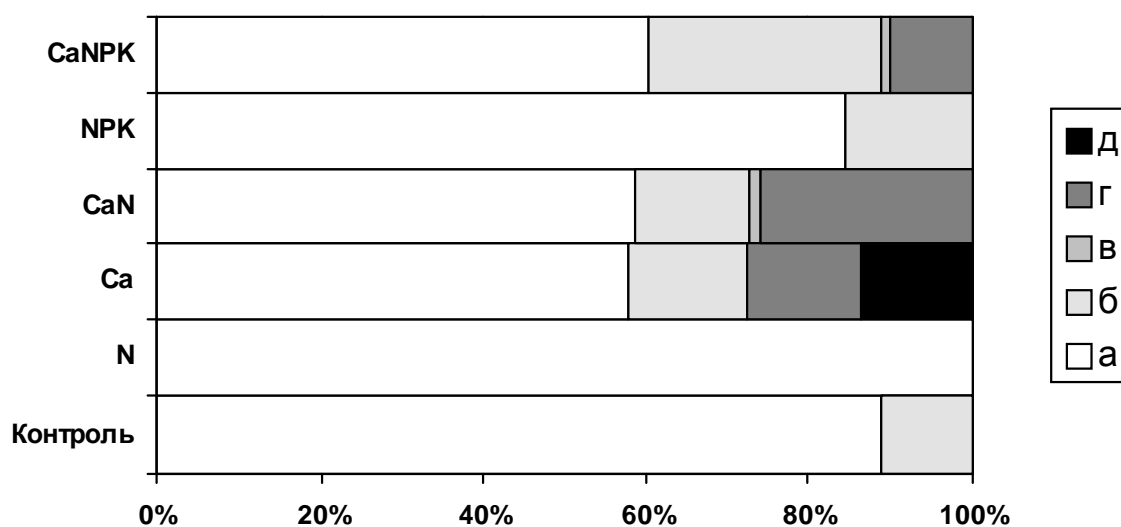


Рис. 24. Групповой состав фототрофных микроорганизмов при «цветении» почвы на 30-летнем стационаре (% от численности клеток).

Обозначения групп аналогичны рис. 1 и 2. Дозы минеральных удобрений: N147, P50, K137. Один раз в четыре года в почву вносили 1,6 т СаО

Таким образом, в опытах на многолетних стационарах обнаружено, что при длительном применении минеральных удобрений на одной и той же почве развиваются ФМС с различными структурными характеристиками. Использование структурно-группового анализа сообществ «цветения» почвы показало, что в агросистемах возникают трансформированные сообщества с выходом на доминирующие позиции группировок с контрастными биологическими свойствами в зависимости от системы агроприёмов. При этом биологическое благополучие почвы можно оценивать, используя индикаторную шкалу группового анализа фототрофов (рис. 25). На кризисное состояние почвы указывает отсутствие цианобактерий в составе фототрофного комплекса в конце вегетационного сезона. Унификация ФМС на уровне группировок одноклеточных зелёных водорослей – прямое доказательство появления токсических свойств почвы, что напрямую отражается и в катастрофическом падении урожая высших растений.

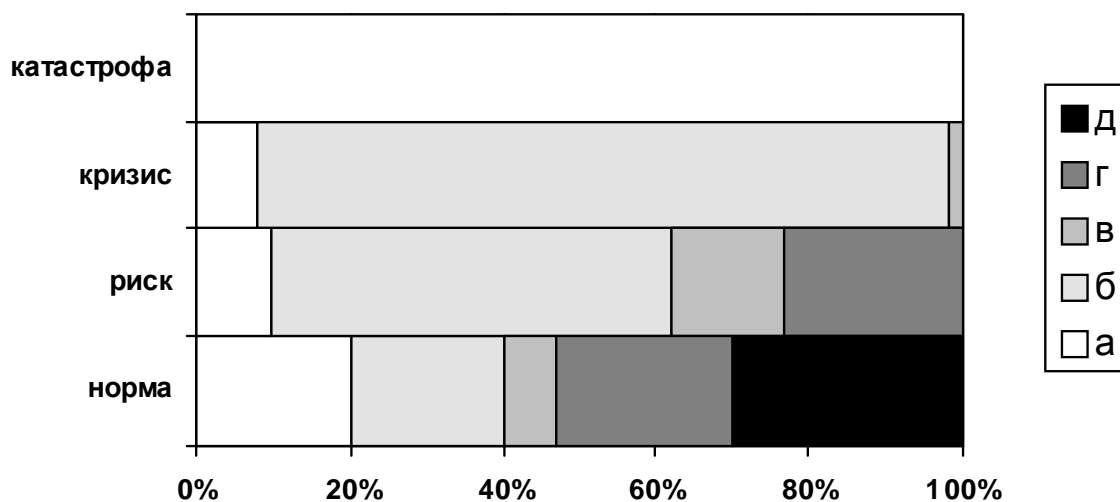


Рис. 25. Индикаторная шкала оценки биологического состояния почвы по её «цветению». Условные обозначения: а – одноклеточные зелёные и желтозелёные водоросли, б – нитчатые зелёные и желтозелёные водоросли, в – диатомеи, г – безгетероцистные цианобактерии, д – гетероцистные цианобактерии

Агрогенные воздействия видоизменяют характер «цветения» в столь значительной степени, что происходит эволюция наземных ФМС с эдафогенными сменами спектра групп фототрофов при изменении плодородия почвы, связанного прежде всего с динамикой биогенных элементов. Вследствие этого характеристика адаптивных стратегий и популяционные критерии трансформированных фототрофных сообществ дают возможность использовать «цветение» почвы для диагностики её состояния от биологического благополучия до стадии экологической катастрофы.

### «Цветение» городских почв

Городские почвы подвергаются более интенсивным и разнообразным нагрузкам, чем сельскохозяйственные и почвы природных экосистем. В то же время они выполняют столь же важные экологические функции, как и любые другие. Они эффективно изымают, преобразуют и нейтрализуют различные отходы и загрязнители. Однако насыщение почвы загрязнителями имеет предел, в рамках которого они могут функционировать. Превышение этого предела приводит к развитию патологии почв (Хакимов и др., 1998).

В почвы города от различных источников поступают самые разнообразные вещества: тяжёлые металлы, органические отходы, синтетические соединения, соли, пластмассы и т. д. Степень их токсичности варьирует в широком диапазоне в зависимости от их химической природы, количества и качества гумуса, аэрации, кислотного режима, скорости микробного разложения поллютантов и т. д. Вследствие этого жизнь микробиоты в городских почвах постоянно сопровождается высоким шансом перехода в стрессовые ситуации и необычайной пестротой загрязнителей. Следовательно, провести чёткую корреляци-



онную зависимость развития, например, микрофототрофов от конкретного поллютанта практически невозможно. Тем не менее даже визуальные наблюдения способны выявить ярко выраженные пятна «цветения» почвы в различных зонах города.

Существуют различные способы зонирования городских почв и районов. По одной из классификаций (Агаркова и др., 1991), исходя из морфологического строения профиля, выделяют следующие группы городских почв: естественные ненарушенные (лесопарки и лесные массивы); естественные нарушенные (ненарушенная часть профиля естественных почв и антропогенно-нарушенные верхние горизонты); искусственно созданные – урбано-функциональные в городах дифференцируют следующие зоны: промышленную (территории сосредоточения различных промышленных объектов); селитебную (территории сосредоточения жилых домов, административных зданий, объектов культуры, просвещения и т. д.) и лесопарковую (зелёная зона вокруг города, окультуренная человеком, т. е. приспособленная для массового отдыха, спорта, развлечения). Внутри городов эту роль выполняют городские парки. Транспортные системы пересекают все функциональные зоны города (Реймерс, 1992).

Несмотря на то что в последние годы резко возрос интерес к микробиологическому мониторингу городских территорий, вне систематического изучения остаются микробоценозы «цветения» городских почв. Целью одной из наших работ было изучение структурных особенностей поверхностных альго-цианобактериальных разрастаний в районах города с различной степенью техногенной нагрузки.

Для этого в образцах поверхностных разрастаний, собранных в конце августа 2009 г. в районе ТЭЦ-5, Александровском саду и на бульваре на ул. Производственной, определяли численность водорослей и ЦБ, длину грибного мицелия, структуру популяций изучаемых микроорганизмов, а также определяли видовой состав фототрофов с выделением доминирующих видов.

В районе ТЭЦ-5 разрастание фототрофов наблюдалось на грунте (опилки с наносным песком). Суммарная численность клеток достигала 21670 тыс./см<sup>2</sup>. В результате прямого микроскопического учёта были выявлены следующие группировки фототрофов: зелёные и диатомовые водоросли, а также ЦБ – гетероцистные и безгетероцистные формы. В Александровском саду плотность фототрофных популяций составила 9785 тыс. кл./см<sup>2</sup> с такими же систематическими группировками, как и у ТЭЦ-5. На бульваре (ул. Производственная) на поверхности почвы развивались только диатомовые водоросли и цианобактерии, зелёные не были обнаружены. Плотность клеток достигала 18270 тыс./см<sup>2</sup> (рис. 26).

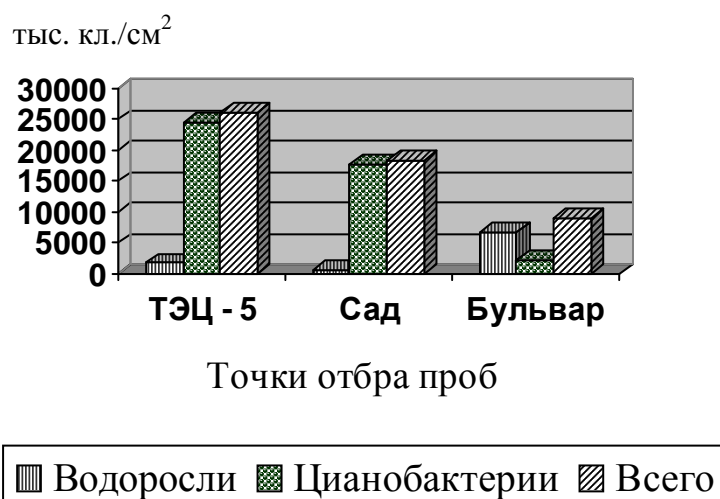


Рис. 26. Структура популяций фототрофных микроорганизмов

Структура популяций фототрофов в плёнках была различной в зависимости от места отбора проб (табл. 36). Как правило, в конце вегетационного сезона массово размножаются цианобактерии. Однако в Александровском саду главный вклад в формирование наземных альгоценозов вносят эукариотные водоросли, в первую очередь, диатомеи, которые чрезвычайно редко даже в начале сезона доминируют в плёнках «цветения». В данном случае численность диатомей составляла около 7 млн кл./см<sup>2</sup> и более 70% от общей численности фототрофов. Факт массового развития диатомей в городских почвах может быть обусловлен спецификой солевого режима, так как именно эта группа водорослей является устойчивой к засолению почв.

Таблица 36

Структура популяций фототрофов (%)

Место отбора проб	Водоросли	Цианобактерии
ТЭЦ-5	6,8	93,2
Александровский сад	70,3	29,7
Бульвар на ул. Производственной	2,9	97,1

Соотношение в структуре популяций ЦБ безгетероцистных (не фиксирующих азот форм) и гетероцистных (азотфиксаторов) указывает, в свою очередь, на обеспеченность почв и субстратов азотом. Так, интенсивное размножение азотфиксаторов в грунте около ТЭЦ-5 – показатель его слабой обеспеченности азотом (табл. 37).

Таблица 37

Структура популяций цианобактерий (%)

Место отбора проб	Безгетероцистные формы	Гетероцистные формы
ТЭЦ-5	14,0	86,0
Александровский сад	72,5	27,5
Бульвар на ул. Производственной	60,1	39,9

Поэтому существенно различается и набор доминирующих видов. В рай-оне ТЭЦ-5 это *Anabaena sphaerica*, *A. oscillarioides*, *A. cylindrical*, *Calothrix elen-kinii*, *Nostoc paludosum*, *N. punctiforme*, *N. linckia*, *Trichromus variabilis*. На буль-варе в плёнках «цветения» в массе развиваются следующие виды безгетероцистных цианобактерий: *Leptolyngbya angustissima*, *L. fragile*, *L. frigidum*, *L. foveolarum*, *Oscillatoria angustissima*, *O. amoena*, *Phormidium autumnale*, *Ph. ambigum*, *Ph. breve*, *Pseudanabaena catenata*. В Александровском саду доминируют различные виды *Phormidium*.

Таким образом, в раннеосенний период особенности субстрата и специ-фика городской зоны определяют характер формирования фототрофных поверхностных разрастаний, которые резко различаются по плотности популяций, их структуре и доминирующим группировкам.

В поверхностных разрастаниях микроорганизмов, помимо водорослей и цианобактерий, постоянно развиваются микромицеты. Интенсивность их размножения на поверхности субстратов, как правило, существенно ниже, чем в глубинных слоях почвы. Однако и в случае воздушной вегетации их длина может достигать десятков метров на 1 см<sup>2</sup> поверхности (рис. 27).

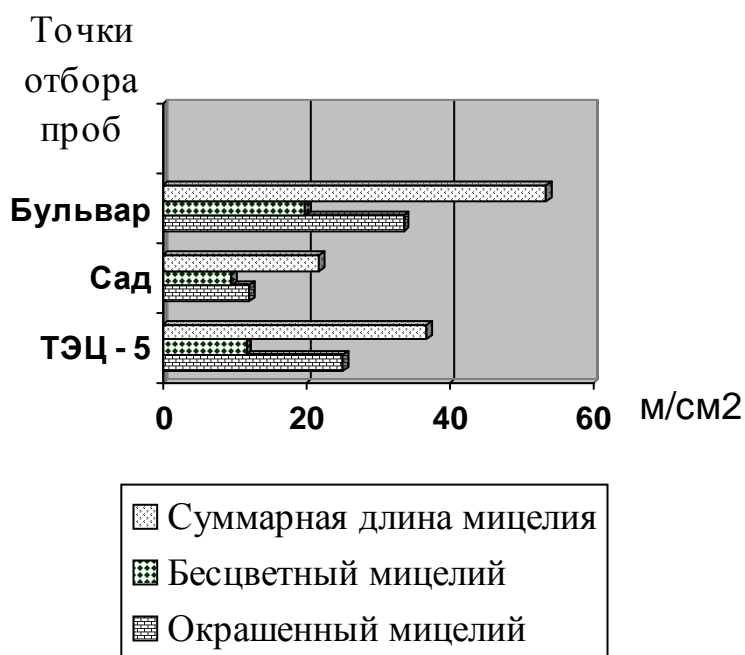


Рис. 27. Структура популяций микромицетов

При этом показателем интенсивности загрязнения как воздушной, так и почвенной среды выступает соотношение в структуре популяций грибов с бес-цветным и окрашенным (меланизированным) мицелием (табл. 38).

Таблица 38

Структура популяций микромицетов с окрашенным и бесцветным мицелием (%)

Место отбора проб	Бесцветные формы	Окрашенные формы
ТЭЦ-5	31,7	68,3
Александровский сад	37,1	62,9
Бульвар на ул. Производственной	44,0	56,0

Полученные результаты свидетельствуют о том, что и в производственной и в парковой зоне г. Кирова уровень загрязнения воздуха и почвы достаточно велик, что приводит к преимущественному развитию в городских почвах меланизированных темноцветных микромицетов.

В целом, определение видового состава фототрофов показало, что в конце лета наземные биоплёнки представляют многовидовые сообщества с доминированием различных видов ЦБ и преимущественно диатомовых водорослей (табл. 39). Наиболее богатые в видовом отношении сообщества развиваются на субстратах (опилки с песком) вокруг ТЭЦ и в парковой зоне (29 и 20 видов соответственно), наиболее бедные – во дворах жилых зданий (селитебная зона) и вдоль автодороги (7 и 8 видов соответственно).

Таблица 39

**Количество видов фототрофов в плёнках «цветения» городских почв**

Зона обследования	Cyanophyta	Bacillariophyta	Chlorophyta	Всего видов
Промышленная	19	2	8	29
Селитебная	4	3	–	7
Парковая	15	5	–	20
Транспортная	7	1	–	8

Примечание: прочерк означает отсутствие массового представительства водорослей данного отдела.

Выделяются определённые доминанты сообществ в плёнках «цветения» разных зон (табл. 40). Видно, что для всех зон, кроме промышленной, на естественных нарушенных и ненарушенных почвах преобладают безгетероцистные ЦБ. Только на субстратах (опилки с песком) лидирующие позиции занимают азотфиксирующие гетероцистные ЦБ, видимо, настолько обогащая субстрат связанным минеральным азотом, что это приводит и к массовому развитию зелёных водорослей (8 видов), которые в других плёнках «цветения» обнаруживаются лишь при количественном учёте (табл. 40).

Таблица 40

**Доминанты плёнок «цветения»**

Зона обследования	Виды-доминанты
Промышленная	<i>Nostoc muscorum</i> , <i>N. paludosum</i> , <i>Trichromus variabilis</i>
Селитебная	<i>Phormidium uncinatum</i> , <i>Ph. aeruginocoeruleum</i> , <i>Ph. autumnale</i> , <i>Ph. boryanum</i> , <i>Nitzschia palea</i> , <i>Hantzshia amphioxys</i>
Парковая	<i>Ph. formosum</i> , <i>Ph. breve</i> , <i>Trichromus variabilis</i> , <i>Leptolyngbya augustissima</i> , <i>Nitzschia palea</i>
Транспортная	<i>Schizothrix friesii</i> , <i>Ph. aeruginocoeruleum</i> , <i>Ph. ambiguum</i> , <i>Hantzshia amphioxys</i>

Определение количественных параметров наземных альго-цианобактериальных разрастаний показало, что плотность клеток в плёнках «цветения» чрезвычайно велика и колеблется в разных зонах города от 18 до 47 млн/см<sup>2</sup> (табл. 41).

**Показатели численности клеток водорослей и цианобактерий  
в плёнках «цветения» в различных зонах города (тыс./см<sup>2</sup>)**

Зона обследования	Зелёные водоросли	Диатомовые водоросли	БГЦ цианобактерии	ГЦ цианобактерии	Всего
Промышленная	1265±40	515±20	5850±150	18600±1000	26300
Селитебная	446±42	2050±57	17978±781	0	20474
Парковая	0	540±30	10660±500	7070±213	18270
Транспортная	200±10	610±20	43360±900	3500±210	46860

Различные группы фототрофов принимают различное участие в формировании структуры наземных разрастаний (табл. 42). Особенно показателен факт доминирования безгетероцистных ЦБ (от 60 до 100% в структуре популяций ЦБ) во всех случаях, если имеем дело с почвой, а не с урбаноэтомом, где явно складываются другие условия развития фототрофов и, вероятно, что опилки и песок, которые и составляют субстрат вокруг ТЭЦ, не накапливают того количества поллютантов, как в почвах, которые выбивают азотфиксирующие виды ЦБ из наземных сообществ.

Таблица 42

**Структура популяций фототрофов в плёнках «цветения» (%)**

Зона обследования	Фототрофы		Цианобактерии	
	водоросли	цианобактерии	безгетероцистные	гетероцистные
Промышленная	6,8	93,2	23,9	76,1
Селитебная	12,2	87,8	100	0
Парковая	2,9	97,1	60,1	39,9
Транспортная	1,7	98,3	92,5	7,5

Кроме фототрофов, постоянным значимым компонентом в биоплёнках являются микромицеты, имеющие формы с бесцветным и окрашенным (меланизированным) мицелием. Длина мицелия грибов в плёнках «цветения» и структура их популяций также колеблется в широких пределах (табл. 43).

Таблица 43

**Особенности популяций микромицетов при «цветении» городских почв**

Зона обследования	Длина мицелия, м/см <sup>2</sup>	Структура популяций, %	
		бесцветные	окрашенные
Промышленная	14,4±2,1	31,7	68,3
Селитебная	26,6±3,0	57,9	42,1
Парковая	21,8±2,2	44,0	56,0
Транспортная	34,8±1,6	23,6	76,4

На напряжённую экологическую ситуацию в местах обследования указывает преобладание микромицетов с меланизированным мицелием. Известно, что синтез меланинов грибами – ответная реакция не только на избыточную

инсоляцию, но и адаптация к накоплению в среде поллютантов. Так, исходя из результатов, приведённых в табл. 43, ясно, что достаточно высокий уровень загрязнения характерен для промышленной зоны (68,3% грибов с окрашенным мицелием в структуре популяций) и для транспортной зоны (76,4% меланизированных микромицетов).

Реакция фототрофов не столь однозначна. Хотя во всех городских экотопах в плёнках «цветения» преобладают не водоросли, а ЦБ (в структуре популяций фототрофов их численность колеблется от 87,8 до 98,3%), уровень развития самих ЦБ, их безгетероцистных и гетероцистных форм резко различен в разных местообитаниях (табл. 42). Так, в почвах транспортной и селитебной зон наблюдается абсолютное господство безгетероцистных ЦБ (92,5 и 100% соответственно). В парковой зоне – почти паритетное представительство (60,1% – безгетероцистные, 39,9% – гетероцистные ЦБ). Но в промышленной зоне на искусственном субстрате из древесных опилок и песка азотфиксирующие гетероцистные ЦБ в структуре популяций составляют 76,1%, а безгетероцистные – 23,9%. Вероятно, длительное воздействие на почву городских поллютантов, которые с воздухом попадают и в парковые, и в селитебные зоны, селекционирует популяции ЦБ в сторону преимущественного развития безгетероцистных форм, так как высокая чувствительность фермента нитрогеназы к загрязнителям у азотфиксирующих ЦБ может блокировать их размножение. В то же время безазотистый субстрат, который периодически обновляется у ТЭЦ, не успевает адсорбировать и накапливать поллютанты в количестве, опасном для их произрастания. Сравнительное изучение «цветения» данного субстрата в течение 2 лет показало, что интенсивность процесса нарастает и происходит постепенная смена доминирующих группировок фототрофов. Для этого пробы грунта (опилки с наносным песком) с поверхностными разрастаниями отбирали на расстоянии 200 м к северу от ТЭЦ-5 г. Кирова в июле 2008–2009 гг. В ходе анализа плёнок «цветения» определяли видовой состав и количественные характеристики популяций водорослей и ЦБ, а также специфику микологических комплексов наземных разрастаний.

При определении видового состава фототрофов выявлено, что в формировании плёнок «цветения» принимают участие гетероцистные и безгетероцистные ЦБ, а также водоросли из отделов *Vacillariophyta* (диатомовые) и *Chlorophyta* (зелёные). При этом в годы наблюдений видовой состав фототрофов менялся незначительно – 25 видов в 2008 г. и 27 видов в 2009 (табл. 44). Основной вклад в видовую структуру сообществ вносят ЦБ (15 видов в 2008 г. и 18 видов в 2009 г.). Доминирующие позиции занимают гетероцистные (азотфиксирующие) ЦБ из рода *Nostoc* (*N. paludosum*, *N. punctiforme*, *N. linckia f. muscorum*). Мощное развитие азотфиксаторов вполне объяснимо характером грунта (опилки и песок), практически лишённого связанных соединений азота. Численность видов в плёнках «цветения» не выходит за пределы видового разнообразия, характерного для поверхностных разрастаний.

## Видовой состав фототрофов в биоплёнках в зоне действия ТЭЦ-5

Группы фототрофов	Виды	2008 г.	2009 г.
Азотфиксирующие гетероцистные цианобактерии (ЦБ)	<i>Anabaena sphaerica</i>	–	+
	<i>A. oscillarioides f. tenuis</i>	–	+
	<i>A. cylindrical</i>	+	–
	<i>Calothrix elenkinii</i>	–	+
	<i>Nostoc paludosum</i>	+	+
	<i>N. punctiforme</i>	+	+
	<i>N. linckia f. muscorum</i>	+	+
	<i>N. linckia</i>	–	+
	<i>Trichromus variabilis</i>	+	+
Безгетероцистные цианобактерии (БГЦ)	<i>Leptolyngbya angustissima</i>	+	+
	<i>L. boryana</i>	+	–
	<i>L. fragilis</i>	+	–
	<i>L. frigida</i>	+	+
	<i>L. foveolarum</i>	+	+
	<i>Oscillatoria animalis</i>		+
	<i>Phormidium autumnale</i>	+	+
	<i>Ph. boryanum</i>	+	–
	<i>Ph. breve</i>	–	+
	<i>Ph. formosum</i>	+	+
	<i>Ph. inundatum</i>	–	+
	<i>Pseudanabaena catenata</i>	+	+
	<i>P. galeata</i>	+	+
	Диатомовые водоросли	<i>Hantzschia amphioxys</i>	+
<i>Luticola mutica</i>		+	–
<i>Nitzschia palea</i>		+	+
Одноклеточные зеленые водоросли	<i>Bracteacoccus minor</i>	–	+
	<i>Chlamydomonas gloeogama f. humucola</i>	+	–
	<i>Ch. gelatinosa</i>	–	+
	<i>Ch. conversa</i>	–	+
	<i>Chlorella vulgaris</i>	+	+
	<i>Chlorococcum sp.</i>	–	+
	<i>Coccomyxa confluens</i>	+	–
	<i>Stichococcus minor</i>	–	+
Нитчатые зеленые водоросли	<i>Klebsormidium flaccidum</i>	+	+
	<i>K. nitens</i>	+	–
	<i>K. rivulare</i>	+	–
	<i>Leptosira terricola</i>	+	–
Всего видов		25	27

Результаты количественного учёта показывают, что численность фототрофов в поверхностных разрастаниях очень велика и составляет 34 млн клеток/см<sup>2</sup> в 2008 г. и 26 млн клеток/см<sup>2</sup> – в 2009 г. (табл. 45). Сравнивая показатели плотности популяций по годам, можно видеть, что снижение этого показателя происходит во всех группах фототрофов. Возможное объяснение данного

явления – разрастание высших растений, затенение и уменьшение свободной поверхности. Поселение растений стало возможным благодаря накоплению азота вследствие азотфиксирующей деятельности ЦБ. Таким образом, налицо классическая сукцессия: голый грунт – фотосинтезирующие азотфиксирующие ЦБ – высшие растения.

Таблица 45

**Численность фототрофов в поверхностных разрастаниях (млн клеток/см<sup>2</sup>)**

Группы фототрофов	Численность клеток	
	2008 г.	2009 г.
Зеленые водоросли	2,19±0,90	1,26±0,40
Диатомовые водоросли	1,00±0,03	0,51±0,02
Водоросли (всего)	<b>3,19±0,93</b>	<b>1,77±0,42</b>
БГЦ	8,94±0,50	5,85±1,50
ГЦ	22,82±0,76	18,60±1,00
ЦБ (всего)	<b>31,76±1,26</b>	<b>24,45±2,50</b>
Фототрофы (всего)	<b>33,95±2,19</b>	<b>26,22±2,92</b>

Здесь и далее: бгц – безгетероцистные ЦБ; гц – гетероцистные ЦБ.

Помимо фототрофов, структурообразующую функцию в биоплёнках выполняют микромицеты, длина мицелия которых может составлять десятки метров на 1 см<sup>2</sup> «цветущей» поверхности (табл. 46). В популяции микроскопических грибов постоянно входят формы с бесцветным и окрашенным мицелием. Доказано, что, чем более экстремальные условия, тем больший вклад в структуру микоценозов вносят темноокрашенные грибы. Результаты, приведённые в табл. 46, показывают, во-первых, что за год длина грибного мицелия существенно снизилась (почти в 5 раз) и, во-вторых, что в оба года наблюдений длина мицелия меланизированных грибов в 2 раза больше по сравнению с неокрашенными формами. Причина снижения длины мицелия в 2009 г. может быть связана с уменьшением численности фототрофов и, таким образом, с уменьшением доступного органического вещества для минерализационной активности микромицетов.

Таблица 46

**Длина мицелия микромицетов, м/см<sup>2</sup>**

Микромицеты	Длина мицелия	
	2008 г.	2009 г.
Окрашенный мицелий	98,16	25,12
Бесцветный мицелий	44,10	11,68
Суммарная длина	175,6	36,80

Анализ структуры альго-микологических комплексов плёнок «цветения» (табл. 47) показывает, что соотношение фототрофных популяций (водоросли-ЦБ) практически не меняется. В то же время происходит возрастание относительного обилия темноокрашенных (меланизированных) микромицетов, что свидетельствует о возрастании уровня загрязнения исследуемого грунта.



**Структура популяций альго-микологических комплексов субстратов  
в районе ТЭЦ-5, %**

Годы	Водоросли	Цианобактерии	Грибы	
			окрашенный мицелий	бесцветный мицелий
2008	6,25	93,75	55,90	44,10
2009	6,80	93,20	68,30	31,70

Таким образом, погодичное изучение биоплёнок «цветения» показывает, что высокую устойчивость к неблагоприятным внешним факторам проявляют цианобактерии, которые являются главным структурообразующим компонентом поверхностных альгоценозов с плотностью их клеток более 10 млн/см<sup>2</sup>. В ходе погодичной сукцессии происходит снижение численности клеток фототрофов в плёнках «цветения», которое одновременно сопровождается появлением высших растений.

Увеличение доли темноокрашенных грибов в структуре популяций микромицетов свидетельствует об усилении уровня загрязнения грунта вблизи ТЭЦ-5.

Исследование «цветения» почвы на городской территории выявило, что сроки «цветения», по сравнению с природными экотопами, являются более продолжительными. Так, в 2009 г. отмечен феномен зимнего «цветения» почвы, которое продолжалось почти две недели (с 29 ноября до 10 декабря) на дворовой территории в условиях устойчивого снежного покрова в местах, где проходит теплоцентраль (табл. 48)

Таблица 48

**Особенности зимнего «цветения» почвы**

Показатель	Водоросли		Цианобактерии		Всего
	зеленые	диатомовые	БГЦ	ГЦ	
Численность клеток, тыс./см <sup>2</sup>	1270±200	180±9	3017±130	6020±190	10487±529
Структура популяций фототрофов, %	13,8		86,2		100
Структура популяций ЦБ, %			33,4	66,6	100
Биомасса, мг/см <sup>2</sup>	0,115	0,201	0,238	0,975	1,529

Развитие микромицетов в зимних пленках «цветения» имеет следующие особенности (табл. 49).

Таблица 49

**Особенности микоценозов в зимних пленках «цветения» почвы**

Показатель	Окрашенный мицелий	Бесцветный мицелий	Всего
Длина, м/см <sup>2</sup>	18,3±0,64	21,1±0,58	39,4±1,23
Структура популяций, %	46,5	53,5	100
Количество фрагментов, тыс./см <sup>2</sup>	400±100	350±10	750±110
Структура популяций, %	54	46	100

Биомасса микромицетов составляет 0,154 мг/см<sup>2</sup>, что существенно ниже биомассы фототрофов (1,529 мг/см<sup>2</sup>), всего лишь 9,2% суммарной биомассы данного альго-микологического комплекса. Тем не менее и в зимний период микромицеты являются стабильным компонентом наземных фототрофных комплексов.

В один и тот же период характер «цветения» почвы может резко различаться в промышленных зонах города. Так, был проведен сравнительный анализ пленок «цветения», отобранных в конце октября 2011 г. около биохимзавода (северный район города) и около ТЭЦ-5 (южный район города). Флористический состав комплексов «цветения» представлен в табл. 50.

Таблица 50

**Видовой состав позднеосеннего «цветения» почвы**

Район биохимзавода	Район ТЭЦ-5
1. <i>Nostoc commune</i>	1. <i>Nostoc commune</i>
2. <i>Anabaena sp.</i>	2. <i>N. muscorum</i>
3. <i>Phormidium boryanum</i>	3. <i>Phormidium sp.</i>
4. <i>Leptolyngbya foveolarum</i>	4. <i>Schizothrix sp.</i>
5. <i>Nostoc sp.</i>	5. <i>Microhaeta tenera</i>
6. <i>Phormidium henningsy</i>	6. <i>N. punctiforme</i>
7. <i>Phormidium ambiguum</i>	7. <i>Microcoleus vaginatus</i>
8. <i>Hantzschia amphioxys</i>	8. <i>Hantzschia amphioxys</i>

Как видно из табл. 50, в обоих случаях микроценозы сформированы 8 видами фототрофов. При этом наблюдается редкий случай, когда в составе альгоценоза полностью отсутствуют вездесущие зеленые водоросли, а диатомеи представлены только одним видом – *Hantzschia amphioxys*. Практически в комплексах фототрофов присутствуют только ЦБ.

Количественно-структурные особенности «цветения» почвы в техногенных зонах города отражены в табл. 51. Общие признаки пленок «цветения» в обоих экотопах следующие:

- необычайно высокая плотность популяций фототрофов (68–93 млн клеток/см<sup>2</sup>), которая ранее никогда не фиксировалась нами и другими исследователями в наземных разрастаниях;
- полное отсутствие зеленых и желтозеленых водорослей, которые, как правило, встречаются постоянно;
- абсолютное доминирование ЦБ (97–98%);
- высокая суммарная длина нитей ЦБ (171–187 м/см<sup>2</sup>);
- преобладание в структуре популяций микромицетов с окрашенным (меланизированным) мицелием (60–72%);
- большой вклад в формирование сетчато-нитчатой структуры разрастаний фототрофов нитей ЦБ и мицелия микрогрибов (187–252 м/см<sup>2</sup>).

**Сравнительная характеристика группировок «цветения» почвы  
в техногенных зонах г. Кирова**

Показатель	Район биохимзавода	Район ТЭЦ-5
Численность клеток фототрофов, млн/см <sup>2</sup>		
Гетероцистные ЦБ	32,2±6,0	19,7±2,6
Безгетероцистные ЦБ	28,8±0,8	72,2±4,4
Диатомеи	1,8±0,2	1,22±0,027
Всего фототрофов	62,8±7,0	93,12±7,0
Длина нитей ЦБ, м/см <sup>2</sup>		
Гетероцистные ЦБ	128,0	78,8
Безгетероцистные ЦБ	43,2	108,3
Суммарная длина	171,2	187,1
Структура популяций ЦБ, %		
Гетероцистные ЦБ	52,79	21,4
Безгетероцистные ЦБ	47,21	78,6
Структура популяций фототрофов, %		
ЦБ	97,13	98,7
Водоросли	2,87	1,3
Длина мицелия микромицетов, м/см <sup>2</sup>		
Окрашенный	48,96±9,6	36,8±2,3
Бесцветный	32,0±3,2	14,4±0,6
Всего	80,96±12,8	51,2±2,9
Структура популяций микромицетов, %		
Окрашенный	60,47	71,87
Бесцветный	39,53	28,13
Суммарная длина нитей ЦБ и мицелия микромицетов, м/см <sup>2</sup>		
Длина нитей ЦБ + длина мицелия	252,2	187,1

Эти результаты свидетельствуют об оптимальных условиях даже в конце октября для развития ЦБ на поверхности. Сформированные цианобактериальные комплексы совместно с микромицетами создают плотный поверхностный покров, скрепляющий почвенные частицы. Однако преобладание окрашенных популяций микромицетов указывает на повышенный уровень загрязнения почвы.

Одновременно выявлены существенные различия в структуре комплексов микроорганизмов «цветения» почвы двух техногенных зон города:

- плотность популяций фототрофов в районе ТЭЦ-5 примерно в полтора раза выше, чем в районе биохимзавода;

- преобладание в структуре популяций ЦБ гетероцистных форм в районе биохимзавода (52,79%) и явное доминирование (78,6%) безгетероцистных форм – в районе ТЭЦ-5;

- в районе ТЭЦ-5 наблюдается и более высокий процент участия меланизированных форм (почти 72%) в структуре популяций микромицетов.

Вероятно, в этих техногенных зонах характер развития ЦБ и микромицетов обусловлен разницей в химическом составе попадающих в почву поллютантов.

Сравнительная характеристика структурных особенностей любых наземных разрастаний городских почв (табл. 52) показывает, что для данных микробных комплексов, развивающихся в различных зонах города, характерны следующие особенности: преобладание в структуре биомассы фототрофного компонента (до 97,2%), а не микромицетов, и существенная длина нитей и ЦБ и мицелия (до 100 м/см<sup>2</sup>), скрепляющих частицы почвы и субстрата. Из литературы известно, что внесение в почву *Nostoc muscorum* и *Tolypotrix tenuis* приводило к тому, что содержание агрегатов >50 мкм возросло с 6 до 12% и было на 50% больше, чем в почве без инокулята (Zaccaro et al., 1999).

Таблица 52

**Специфика количественных показателей биоплёнок  
«цветения» городских почв**

Зона обследования	Биомасса, мг/см <sup>2</sup>			Структура популяций, %		Длина нитей ЦБ + мицелий, м/см <sup>2</sup>
	фототрофы	грибы	всего	фототрофы	грибы	
Промышленная	4,165	0,143	4,308	96,7	3,3	110,2
Селитебная	3,749	0,210	3,959	94,7	5,3	80,5
Парковая	2,594	0,085	2,679	96,8	3,2	75,0
Транспортная	4,692	0,136	4,828	97,2	2,8	48,9

Однозначно судить о состоянии городских почв по особенностям развития фототрофов в плёнках «цветения», видимо, невозможно. Однако в качестве надёжного критерия, указывающего на повышенный уровень загрязнения, выступают популяции микромицетов, а именно: преобладание в их структуре меланизированных форм. В то же время анализ «цветения» почв урбанизированных территорий указывает, что наиболее устойчивыми к городским поллютантам являются отдельные виды безгетероцистных цианобактерий, которые в перспективе являются биоагентами-ремедиаторами.

Сравнение полученных результатов по изучению особенностей «цветения» пахотных и городских почв показывает, что существуют как черты сходства (по показателям численности клеток фототрофов, их биомассы, реализации видового потенциала), так и специфические особенности, заключающиеся в том, что многообразие городских поллютантов даёт пёструю картину развития фототрофных группировок, а в агроценозах прослеживается чёткая связь между дозами и сроками вносимых удобрений и уровнем развития наземных разрастаний.

Таким образом, доказано, что массовое размножение водорослей и цианобактерий на поверхности почвы (её «цветение») – широко распространенное явление, наблюдаемое в целинных, сельскохозяйственных и антропогенно преобразованных почвах. Исследование этого феномена на урбанизированной территории (территория г. Кирова) показало, что для «цветения» городских почв и субстратов характерны следующие особенности.

1. Наиболее интенсивное «цветение», как правило, наблюдается в конце лета и осенью. Наземные альгоценозы при этом представляют многовидовые сообщества с доминированием различных видов водорослей и цианобактерий.

2. Видовая насыщенность фототрофных наземных сообществ различна в разных районах города. Максимальное видовое обилие фототрофов характерно для промышленной (29 видов) и парковой (20 видов) зон. Минимальная численность видов обнаружена в пленках «цветения» почв транспортной (8 видов) и селитебной (7 видов) зон.

3. Комплексы доминантов на нарушенных и ненарушенных почвах состоят из безгетероцистных цианобактерий родов *Phormidium* и *Leptolyngbya*. На урбаноземах в промышленной зоне (районы ТЭЦ) лидирующие позиции занимают гетероцистные азотфиксирующие ЦБ *Nostoc muscorum*, *N. paludosum*, *Trichromus variabilis*, настолько обогащая субстрат связанным минеральным азотом, что это приводит к массовому развитию зелёных водорослей (8 видов), которые в других плёнках «цветения» обнаруживаются единично.

4. Плотность фототрофных популяций в пленках «цветения» колеблется в разных зонах города от 18 до 47 млн клеток/см<sup>2</sup> (в отдельных случаях – свыше 90 млн клеток/см<sup>2</sup>).

5. Различные группы фототрофов принимают различное участие в формировании наземных разрастаний. Доля эукариотных водорослей сравнительно невелика и составляет от 2 до 12%. При абсолютном доминировании цианобактерий в поверхностных альго-цианобактериальных комплексах различается степень участия в сложении сообщества их безгетероцистных и гетероцистных форм. Безгетероцистные ЦБ доминируют во всех зонах города, кроме промышленной, со степенью участия от 60 до 100% в структуре популяций цианобактерий. В то же время в промышленной зоне на урбаноземе доминирование азотфиксирующих цианобактерий в биопленках достигает 76%. Кроме фототрофов постоянным значимым компонентом в биопленках являются микромицеты, имеющие формы с бесцветным и окрашенным мицелием. Длина мицелия грибов в плёнках «цветения» колеблется от 14 до 35 м/см<sup>2</sup>. Преобладание меланизированных форм в структуре популяций микромицетов (68,3% в промышленной зоне и 76,4% – в транспортной) указывает на напряжённую экологическую обстановку в данных районах города. В целом, «цветение» почвы или субстратов на урбанизированных территориях можно рассматривать как положительное явление, поскольку наземное массовое размножение фототрофов приводит к быстрому обогащению урбаноземов мобильным, доступным для сапротрофов, органическим веществом; присутствие в альго-цианобактериальных ценозах нитчатых цианобактерий и мицелия грибов способствует укреплению субстрата, выполняя противозерозионные функции.

### Содержание тяжелых металлов в почве и её «цветение»

На характер развития «цветения» почвы, безусловно, оказывает влияние химический состав почв и субстратов, на которых они развиваются. Был проведен химический анализ почвы в местах отбора образцов «цветущей» почвы, который показал, что превышение ПДК по подвижным формам ТМ ни в одном обследованном районе практически не наблюдается (табл. 53). В то же время

отмечено существенное превышение ПДК по валовым формам свинца, кадмия и меди в транспортной зоне в районе ВГСХА. В данной пробе отмечена и минимальная численность ЦБ (табл. 54). Примерно такая же картина наблюдается при анализе почвенных проб с бульвара на ул. Производственной. Отсутствие корреляции между содержанием в почве подвижных форм ТМ и интенсивностью развития ценозов «цветения» может быть обусловлено тем, что происходит цианобактериальная адсорбция ТМ и закрепление их в клетках с одновременным удалением из почвы под пленками «цветения». Способность природных штаммов ЦБ к сорбции ТМ была доказана нами на примере биопленок с доминированием *N. commune* (Глава 6).

Таблица 54

**Плотность популяций цианобактерий при «цветении» почвы**

Место взятия образца	Численность ЦБ (тыс. клеток/г почвы)	
	БГЦ	ГЦ
Бульвар: ул. Производственная	10660±500	7070±2130
Транспортная зона: ул. Луначарского	43360±900	3500±210
Рекреационная зона: Александровский сад	25511±597	1800
Селитебная зона: двор около ДК «Родина»	48689±1934	7317±254
Транспортная зона: Октябрьский проспект в районе ВГСХА	3478±410	10287±592

Примечание: БГЦ – безгетероцистные цианобактерии, ГЦ – гетероцистные цианобактерии.

Итак, полученные данные указывают на то, что повышение содержания ТМ привело к уменьшению численности популяций ЦБ в образцах «цветущей» почвы в районе ВятГСХА и бульвара по ул. Производственной, что в свою очередь указывает на экологическое неблагополучие урбаногрунтов этих участков.

**Специфика альго-цианобактериальных биоплёнок, развивающихся на городских территориях**

Как было показано выше, «цветение» почвы характеризуется массовым размножением водорослей, ЦБ и микромицетов на её поверхности. Почва в местах «цветения» меняет окраску, пятна «цветения» легко отличить визуально. Однако отделить очаги «цветения» в виде отдельных образований не удаётся, так как возникает прочная связь не только между организмами в данном ценозе, но и сильнейшее скрепление организмов с частицами почвы или грунта за счёт слизистых выделений клеток, мицелиальных и нитчатых форм. Несколько иной случай представляют микробные биоплёнки, легко отчлняемые от субстрата в виде корочек, шариков или каких-либо других отдельностей.

Содержание валовых и подвижных форм ТМ в урбаноэлементах г. Кирова в местах «цветения» почвы

Содержание металла в почве, мг/кг Место отбора пробы	Pb		Cd		Cu		Zn	
	Подвижная форма	Валовая форма	Подвижная форма	Валовая форма	Подвижная форма	Валовая форма	Подвижная форма	Валовая форма
Бульвар: ул. Производственная	0,52±0,16	34,00±10,20	0,02±0,01	2,10±0,63	4,18±0,84	8,45±1,56	2,96±0,60	*
Транспортная зона: ул. Луначарского	3,88±1,22	34,50±10,35	0,03±0,01	1,88±0,17	2,05±0,41	19,00±2,90	5,29±1,07	*
Транспортная зона: Октябрьский проспект в районе ВГСХА	1,17±0,35	68,08±8,52	0,04±0,01	2,82±0,58	1,43±0,43	100,28±30,08	3,28±0,64	*
Селитебная зона: двор около ДК «Родина»	2,11±0,63	8,65±2,60	0,05±0,02	0,82±0,24	*	16,63±5,00	1,51±0,53	*
Рекреационная зона: Александровский сад	4,52±0,68	10,95±3,28	0,03±0,01	1,60±0,48	0,60±0,18	11,47±2,69	1,81±0,63	31,63± 6,39
ПДК (ОДК) (Гигиенические нормативы, 2006)	6	32-65-130	—	0,5-1-2	3	33-66-132	23	55-110-220

Существование микроорганизмов в виде плёнок – особое явление в жизни микроорганизмов, которое интенсивно изучается в последние годы исследователями разных стран. Экспериментально доказано, что биопленки представляют особую форму существования сапротрофных бактерий. Сообщество микробных плёнок характеризуется сложной структурой и разнообразными клеточными взаимодействиями. Даже в простой биопленке, состоящей из клеток одного вида, каждая клетка занимает определенную экологическую «микронишу». Еще большей сложностью обладает структура природных биопленок, содержащих различные виды микроорганизмов, которые взаимодействуют между собой, осуществляя кооперативное использование субстрата, межвидовой перенос электронов и другие процессы. Подобное «общественное» поведение бактерий получило название «чувство кворума» (quorum sensing, кворум-сенсинг, ЧК) и впервые было обнаружено в 70-е гг. прошлого века у люминесцентных бактерий, затем и у других микроорганизмов (Gross, 2002). Чувство кворума позволяет бактериям на популяционном уровне регулировать поведение и отвечать на изменения в окружающей среде. В биоплёнках происходят не только тесные физические контакты между клетками, но и межклеточный обмен химическими сигналами. При помощи ЧК микроорганизмы получают сигнал о том, что они скопились в большом количестве. Этот сигнал не возникает у разрозненных клеток. В состоянии ЧК они согласовывают своё поведение. Это осуществляется с помощью выделяемых клетками аутоиндукторов. После того как аутоиндукторы достигнут определённой концентрации в среде, в клетках микроорганизмов включается ряд генов, кодирующих синтез определённых белков, в том числе ферментов, что даёт преимущество микробному сообществу, например, выживать, покрывая себя оболочкой, предохраняющей от высыхания или действия поллютантов, а также успешно размножаться (Bassler, 2001). Большинство процессов, регулируемых с помощью чувства кворума, осуществляются не единичными клетками, а по достижении определенной плотности популяций, одновременно большим числом клеток. Таким образом, возникает некий аналог многоклеточного организма (Costerton, 1995; Gross, 2002; Witter и Вандер, 2005) с окружающей средой. Поверхность клеток бактерий обычно заряжена и взаимодействует с различными ионизированными химическими группами (Beveridge et al., 1997).

Экспериментальное изучение синергидного взаимодействия микроорганизмов, выделенных из природной биопленки, показало, что биомасса биопленки увеличивалась более чем на 167% в тех случаях, когда её формировали все штаммы бактерий, выделенные из природной биопленки, по сравнению с биопленками, состоящими из одиночных штаммов (Burmolle et al., 2006). При выдерживании биопленки с антибактериальными агентами, перекисью водорода или тетрациклином относительная активность многовидовой биопленки была значительно выше, чем у любой одновидовой пленки. В целом, полученные результаты показали, что синергидные эффекты увеличивают биомассу биопленок и их устойчивость к антимикробным агентам в многовидовых сообществах.



Кроме того, межклеточный матрикс в этих биопленках рассматривается как элемент структуры, играющий роль интегрирующего компонента в обеспечении жизнеспособности и нормального функционирования популяций. В слизи природных биопленок в большом количестве обнаружены глюкоза, галактоза, манноза, рамноза и различные протеины. Клетки бактерий внутри биопленки приобретают повышенную устойчивость к антимикробным агентам (Sutherland, 1996; 2002). Среди нормальных клеток содержатся клетки с дефектами клеточных стенок, образующие слизеподобные вещества (клетки-«камикадзе»). Предлагается эти клетки, встречающиеся в популяциях ЦБ, выделять в качестве маркеров адекватности внешнему воздействию гетероморфных изменений клеток и их кооперативного взаимодействия.

Большинство исследований по изучению чувства кворума проведено с одновидовыми или многовидовыми гетеротрофными биопленками. Хотя в природе факт макроскопического развития микроорганизмов в первую очередь отмечен для фототрофных биопленок.

К числу наиболее древних микробных разрастаний относятся биопленки из ЦБ, которые свыше 3 млрд лет распространены в самых разных биотопах Земли. Они могут выживать более 50 лет без воды и представляют собой своеобразную «дышащую кожу» Земли (Levit et al., 1999).

Детально изучаются как водные биопленки, часто обозначаемые как маты, так и наземные. В обоих случаях доминирование принадлежит ЦБ. Метаболические связи в фототрофных биопленках делают их аналогичными, независимо от экотопа. Более того, по содержанию хлорофилла (на единицу площади) биопленки не уступают высшим растениям, способны к большим скоростям роста фиксации CO<sub>2</sub> (Герасименко, 2002).

Характерной особенностью многих биопленок является их способность к быстрому восстановлению жизнеспособности после действия стрессовых факторов. Так, описано явление восстановления у обезвоженной пленки с доминированием ЦБ рода *Nostoc* за 10 мин. после погружения в воду прежнего уровня фотосинтетической активности и за 24 часа – прежнего уровня азотфиксации (Hawes et al., 1992).

Биологические корки выполняют значимые функции в жизни почвы, например, являясь преобладающим источником азота в засушливых экосистемах. Их цианобактериальный компонент является азотфиксатором, способствуя обогащению почвы азотом на песках, субстратах и иных грунтах с низким содержанием азота. Определение выщелачивания нитратов и аммония из биопленок показало, что они могут иммобилизовывать излишки аммонийного и нитратного азота, которые, в противном случае, были бы выщелочены через песчаную почву или рыхлый грунт (Veluci et. al., 2006). Более того, автоматизированный мониторинг микроклимата на поверхности почвы в 7 см предполагает, что изменения влаги и температуры в почве сдерживаются под биопленкой, по сравнению с почвой без пленки. Таким образом, биопленки вносят вклад в азотфиксацию, уменьшают выщелачивание азота и смягчают почвенный микроклимат. Сетчато-нитчатая структура цианобактериальных биопленок способствует устойчивости почвенной структуры, скрепляя агрегаты, что было показано се-

риями опытов при быстром увлажнении почвенных агрегатов, медленном смачивании и механическом раздавливании (Дубовик, 1998; Malam et al., 2001).

Доказательством морфологической и функциональной целостности биопленок было обнаружение явления самосборки (Раилкин, 1994). При разрушении природных сообществ микроорганизмов, состоящих из водорослей, бактерий и одноклеточных животных, механически удаленных из природных местообитаний, наблюдалось восстановление топической и трофической структуры. Самосборка микрообрастаний из суспензии клеток в лабораторных условиях на дне чашки Петри завершалась за 24 часа. Качественный и количественный состав полученного в лаборатории сообщества почти не отличался от состава природных сообществ. Интересен факт восстановления структуры цианобактериального сообщества с доминированием *Oscillatoria terebroformis* и *Phormidium angustissimum* при воздействии на него таких факторов, как засыпание, вибрация, изменение направления освещения и механическое нарушение, способность сохранения целостности биопленок (Сумина, 2001). Каждый вид воздействия приводил к изменению пространственной структуры сообщества. Даже при механическом нарушении целостности сообщества освободившиеся нити не перемещались на свободные участки освещенной поверхности, а стремились к образованию компактной многослойной массы. Засыпание сообщества минеральным осадком приводило к тому, что происходил его распад на индивидуально проползающие к свету между частицами нити, которые, достигнув поверхности осадка, снова восстанавливали целостность первоначального сообщества.

Среди безусловных цианобактериальных доминантов, формирующих биопленки в любых регионах планеты, выделяется *Nostoc commune* – вид, который характеризуется ярко выраженной ксероморфностью, способностью выдерживать сильную инсоляцию, длительное высушивание, колебания значений pH и температур, вступающий в многообразие консортивных связей с другими ЦБ, водорослями, бактериями, грибами и беспозвоночными (Штина, Голлербах, 1976; Патова и др., 2000; Закирова, 2006; Домрачева, Кондакова, 2007). Подобные биопленки представляют собой классические, длительно существующие микробные экосистемы с определенным складом трофических отношений и протеканием сезонных и аутогенных сукцессий (Домрачева и др., 2009). Сохранению жизнеспособности колоний в течение многих лет на одном и том же месте способствует быстрое увеличение размера колоний при увеличении влажности почвы (Дубовик, 1998). Объяснением этому автор предполагает то, что *N. commune* обладает фрактальностью, при этом именно фрактальные структуры ностока (фрактальная размерность 1,6) способны захватывать большие площади небольшим количеством материала.

Ещё один механизм адаптации данного вида ностока связан с фактором, обеспечивающим анаэробные условия, необходимые для протекания процесса азотфиксации, помимо наличия гетероцист. Для *Nostoc commune* найден ген, кодирующий синтез гемопротейноцианоглобина с высоким сродством к O<sub>2</sub> (Thorsteinsson et al., 1999). Данный гемоглобин обладает наиболее высокой связывающей активностью кислорода из всех известных природных гемоглобинов,

он способен секвестировать O<sub>2</sub> и поставлять его комплексу терминальной цитохромоксидазы в микроанаэробных условиях, когда фиксация азота и потребность в АТФ максимальны.

В нашем опыте изучали состав фототрофного и сапротрофного блоков ностокового ценоза. Корочки *N. commune*, используемые при выполнении данной работы, были собраны на обочине шоссеиной дороги и у железной дороге. При изучении альго-цианобактериальной флоры использовали метод прямого микроскопирования пленок в сочетании с методом чашечных культур. Численность микрофототрофов и длину грибного мицелия учитывали на мазках методом прямого микроскопирования. Численность сапротрофных микроорганизмов определяли методом посева на агаризованные селективные среды МПА (аммонификаторы), Эшби (олигонитрофилы) и Чапека (грибы).

В пленках *N. commune* у автодороги обнаружено 20 видов фототрофных микроорганизмов, в том числе азотфиксирующих гетероцистных (ГЦ) ЦБ – 4; безгетероцистных (БГЦ) ЦБ – 8; одноклеточных зеленых водорослей – 4; зеленых нитчаток – 3 и 1 вид желтозеленых водорослей.

Результаты по численности фототрофных и сапротрофных микроорганизмов в пересчете на 1 г воздушно-сухой массы корочек *N. commune* представлены в табл. 55 и 56.

Таблица 55

**Групповой состав фототрофного комплекса *Nostoc commune* у автодороги**

Группы фототрофов	Численность, клеток/г (x10 <sup>9</sup> )	Содержание (%)
<i>Nostoc commune</i>	2,258	83,12
Другие гетероцистные цианобактерии	0,213	7,83
Безгетероцистные цианобактерии	0,120	4,42
Одноклеточные зеленые водоросли	0,113	4,16
Нитчатые зеленые водоросли	0,013	0,47
Всего	2,704	

Таблица 56

**Групповой состав сапротрофного комплекса *Nostoc commune* у автодороги**

Группы микроорганизмов	Численность, КОЕ/г (x10 <sup>6</sup> )
Аммонификаторы	3,217±0,196
Олигонитрофилы	1,746
Грибы*	0,128±0,009

\* Примечание: Длина грибного мицелия при численности грибных спор 128 тыс./г составляет 2000 м/г пленки (по результатам прямых промеров под микроскопом).

Как видно из табл. 55 и 56, суммарная численность клеток цианобактерий и водорослей в пленках составляет около 3 млрд в 1 г. При этом на долю эдификатора *N. commune* приходится свыше 80% численности популяций фототрофов. Вклад эукариотных водорослей невелик – 4,63%. Обильна сапротроф-

ная микрофлора (свыше 5 млн КОЕ/г). Хотя грибы имеют минимальную численность (по результатам количественного учета методом посева), тем не менее при длине мицелия 2 км/г пленки можно говорить об их существенном вкладе в формирование матрикса ностокового ценоза, приобретающего в данном случае структуру лишайниковоподобной «псевдоткани».

С пленками *N. commune*, собранными у железной дороги, изучали возможность самовосстановления (самосборки).

Качественный состав биопленки определяли методом прямого микроскопирования. Определения количественного и группового состава микроорганизмов в данном сообществе проводили в суспензии. Для её получения первоначально с помощью кисточки пленки освобождали от частиц почвы и песка до получения незагрязненной биомассы, которую механически измельчали. Отбирали среднюю пробу 1 г и гомогенизировали (9000 оборотов в минуту) в 100 мл стерильной дистиллированной воды. В дальнейшем из суспензии по стандартной методике готовили мазки и вели количественный учет фототрофных микроорганизмов и определение длины грибного мицелия под микроскопом для определения исходного состава материнской биопленки.

Чтобы изучить способность разрушенного сообщества к самосборке, оставшуюся после микроскопирования суспензию клеток вносили в чашки Петри со стерильным песком. Экспозиция опытных образцов продолжалась в течение 7 недель при температуре 22–25 °С и 12-часовом освещении до появления поверхностных разрастаний, занимающих всю поверхность песка в чашках Петри. Для количественного учета микроорганизмов во вновь образованных биопленках, с помощью почвенного бурилка диаметром 1 см<sup>2</sup> отбирали 10 см<sup>2</sup> восстановленных почвенных разрастаний и разбавляли дистиллированной водой до соотношения 1:10.

Как показало определение альгофлоры, комплекс фототрофов материнской биопленки представлен 6 видами, из которых 2 вида относятся к гетероцистным азотфиксирующим ЦБ, 3 – к безгетероцистным ЦБ и 1 – зеленая водоросль (табл. 57).

Таблица 57

**Видовой состав фототрофного комплекса *Nostoc commune* у железной дороги**

Группы фототрофов	Виды
Азотфиксирующие гетероцистные цианобактерии	1. <i>Nostoc commune</i>
	2. <i>Nostoc punctiforme</i>
Безгетероцистные цианобактерии	3. <i>Phormidium autumnale</i>
	4. <i>Phormidium molle</i>
	5. <i>Leptolyngbya fragilis</i>
Одноклеточные зеленые водоросли	6. <i>Chlorella murabilis</i>

Плотность организмов в данном сообществе составляет около 2 млрд клеток в 1 г сухой биопленки, при этом более 80% приходится на долю доминанта (табл. 58).

**Фототрофный комплекс в природной биопленке *Nostoc commune*  
у железной дороги**

Группы фототрофов	Численность, клеток/г ( $\times 10^9$ )	Содержание (%)
<i>Nostoc commune</i>	1,61±0,21	81,64
Другие гетероцистные цианобактерии	0,05±0,01	2,53
Безгетероцистные цианобактерии	0,21±0,019	10,85
Одноклеточные зеленые водоросли	0,10±0,015	4,98
Всего	1,972	

При размножении в природных или лабораторных условиях неповрежденных биопленок дочерние колонии начинают формироваться на материнской в виде маленьких шариков, которые затем отслаиваются и заселяют новые территории. При заселении субстрата из гомогенизированной массы пленок (суспензии одиночных клеток и нитей) формирование биопленок пошло по другому пути: поверхность песка затягивалась налетом фототрофов, которые, в отличие от материнской колонии *N. commune*, невозможно отделить от субстрата. Поэтому в дальнейшем количественный учет микроорганизмов проводили не на 1 г биопленки, а на 1 см<sup>2</sup> «цветущего» песка (табл. 59). При невозможности прямого сравнения конкретных результатов количественного учета фототрофов в двух типах биопленок, тем не менее, можно легко сравнить результаты, характеризующие структуру данных сообществ (табл. 58 и 59, рис. 28).

**Фототрофный комплекс в восстановленной биопленке *Nostoc commune***

Группы фототрофов	Численность, клеток/г ( $\times 10^7$ )	Содержание (%)
<i>Nostoc commune</i>	2,527±0,083	85,16
Другие гетероцистные цианобактерии	0,078±0,004	7,88
Безгетероцистные цианобактерии	0,232±0,014	2,65
Одноклеточные зеленые водоросли	0,127±0,02	4,31
Всего	2,264	

Анализ структурных особенностей материнской и восстановленной биопленок показывает, что и в дочерней биопленке доминирование сохраняется за *N. commune*, причем в дочерней пленке степень его доминирования даже возрастает. Полностью сохраняет свою позицию одноклеточная зеленая водоросль *Chlorella murabilis*. Но изменяется представительство других гетероцистных форм ЦБ (в сторону возрастания) и безгетероцистных их форм (в сторону снижения долевого участия). В целом соотношение между азотфиксирующими и безгетероцистными формами в исходной и восстановленной пленках меняется несущественно (92,87% к 7,13% – в материнской; 94,85% к 5,15% – в дочерней). Все выявленные изменения в структуре дочерней биопленки столь невелики, что можно постулировать доказанным процесс самосборки биопленки *N. commune* из механически разрушенного сообщества.

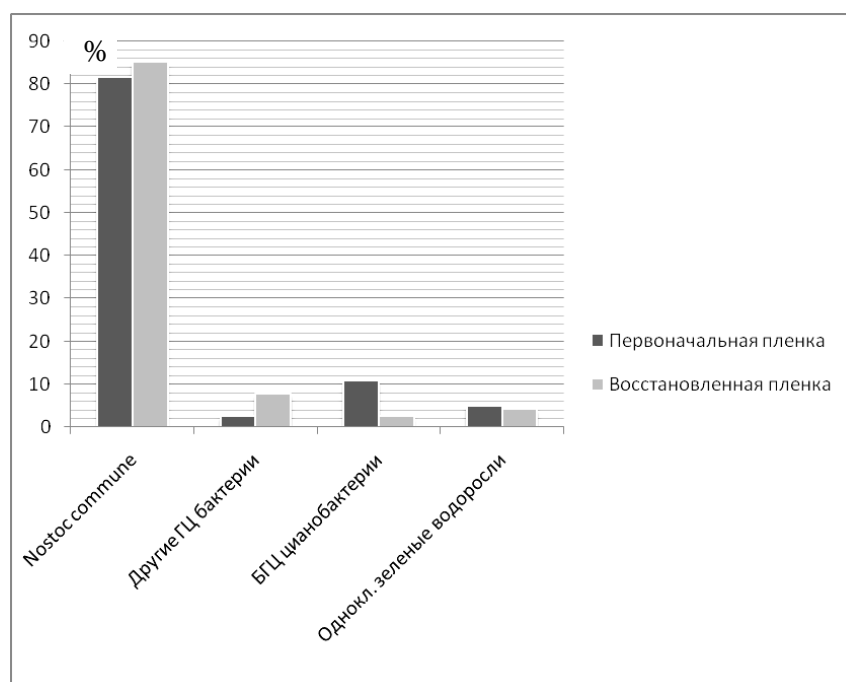


Рис. 28. Структура фототрофных комплексов в материнских и дочерних биопленках с доминированием *Nostoc commune*

Наличие поверхностных микробиологических пленок имеет ещё один экологический аспект, связанный как с выделением клетками слизи, так и с массовым размножением нитчатых и мицелиальных форм. Доказано, что в результате развития биопленок увеличивается устойчивость почвенных агрегатов, сетчато-нитчатая цианобактериальная структура скрепляет почвенные частицы и играет определенную противозерозионную роль (Дубовик, 1995; Malam et al., 2001).

Данные, приведенные в табл. 60, показывают, что длина нитей фототрофных комплексов в природной и восстановленной биопленках *Nostoc commune* чрезвычайно велика и достигает около 9 км/г природной пленки и свыше 100 м/см<sup>2</sup> – восстановленной.

Таблица 60

Длина нитей фототрофных комплексов в биопленках *Nostoc commune*

Группы фототрофов	Длина нитей фототрофного комплекса природной биопленки, м/г	Длина нитей фототрофного комплекса восстановленной биопленки, м/см <sup>2</sup>
<i>Nostoc commune</i>	8050	126
Другие гетероцистные цианобактерии	150	2
БГЦ цианобактерии	630	7
Всего	8830	135

Существенную роль в агрегации биопленок и скреплении с частицами почвы имеет также мицелий микромицетов, длина которого превышает 2 км на 1 г или на 1 см<sup>2</sup> биопленки (табл. 61). При этом, если в материнской биопленке

вклад микромицетов в формирование сетчато-мицелиальной структуры составляет всего 22%, то в восстановленной биопленке этот показатель равен 94,1%.

Таблица 61

**Соотношение нитчатых и мицелиальных форм мицелия в биопленках  
*Nostoc commune***

Биопленки	Длина нитей цианобактерий	Длина мицелия	Суммарная длина нитей и мицелия
Природная, м/г	8830	2489	11319
Восстановленная, м/см <sup>2</sup>	135	2151	2286

Таким образом, природные биопленки с доминированием *Nostoc commune* – это многовидовые структурированные сообщества с большой плотностью клеток организмов разных таксономических групп, обладающие высокой способностью к самосборке при их механическом разрушении. Впервые показано, что во вновь образованных пленочных структурах при относительно сбалансированном участии фототрофных партнеров существенно повышается ценозоообразующая роль микромицетов.

#### **4.5. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МИКРОБОВ-ИНТРОДУЦЕНТОВ ПРИ ВЫРАЩИВАНИИ ДЕКОРАТИВНЫХ КУЛЬТУР В ГОРОДСКИХ УСЛОВИЯХ**

Микроскопические грибы и бактерии составляют постоянную часть почвенных микробных комплексов городских территорий.

**Микроскопические грибы** в почвах любых экосистем выполняют важнейшие функции, связанные, в первую очередь, с деструкцией органического вещества и возвращением в круговорот основных биогенных элементов. В результате деятельности микромицетов улучшается корневое питание высших растений. Средообразующие функции почвенных грибов обусловлены наличием гифов, скрепляющих почвенные частицы в агрегаты, способностью к аккумуляции в мицелии разнообразных веществ, включая токсические для многих почвенных обитателей. Многочисленные трофические и функциональные связи объединяют грибы с другими обитателями почвы.

В последние десятилетия проводятся наиболее интенсивные исследования микоценозов городских почв и в целом техногенных территорий, результаты которых обобщены в ряде монографий (Евдокимова, 1995; Артамонова, 2002; Киреева и др., 2005а; Марфенина, 2005; Терехова, 2007) и многочисленных статьях.

Формирование во внешней среде города особых грибных комплексов, обладающих неблагоприятными для человека свойствами, микологи связывают с особыми экологическими условиями городской среды, например: повышенными температурами, ухудшением естественного увлажнения, нейтрализацией среды, разнообразием поллютантов и т. д.

В частности показано, что реакцией на различные виды загрязнения является резкое снижение видового разнообразия, усиление доли фитопатогенных, оппортунистических и токсинообразующих штаммов грибов; возрастает концентрация их меланизированных форм. Численность потенциально патогенных видов увеличивается не только в почве, но и на её поверхности, в снеговом покрове, в приземном слое воздуха, на коре деревьев, на поверхности других растений и на растительных остатках (Кулько, Марфенина, 1998; Марфенина и р., 2003; Киреева и др., 2009а; Киреева и др., 2009б). Антропогенное изменение природной среды влияет на распространение аллергенных грибов. Например, в центральной части г. Москвы содержание потенциально аллергенных грибов в приземных слоях воздуха в летний период может достигать до 50% от всех выделенных. Это представители родов *Alternaria*, *Cladosporium*, *Ulocladium*, *Penicillium*.

В антропогенно нарушенных почвах доминирующее положение начинают занимать виды – потенциальные возбудители глубоких микозов: *Aspergillus flavus*, *A. fumigatus*, *A. terreus*, *Fusarium oxysporu*, *Fusarium solani*, а также виды, обладающие сильным фитотоксическим действием: *A. niger*, *A. candidus*, *A. fumigatus*, *F. oxysporum*, *Penicillium citrinum*, *P. decumbens*, *P. lanosum*, *P. restrictum*. Предполагают, что рост частоты встречаемости фитотоксических видов микроскопических грибов в загрязнённой почве связан с их приспособленностью к условиям внешней среды.

Урбанизация и загрязнение окружающей среды приводят к переносу с потоком воздуха пропагул грибов, адсорбированных на частицах пыли, в помещения. Поэтому важнейшим фактором формирования грибных комплексов в помещениях является поступление воздуха и пыли из внешней среды. В зданиях состав микобиоты формируется из заносных оппортунистических видов, входящих в состав биоаэрозолей. При проведении первичного анализа распространения микроскопических грибов с известными аллергенными свойствами во внешней среде в разных природно-климатических зонах Европейской части России и помещениях установлено, что многие потенциально опасные виды грибов, обильно представленные в городских почвах, часто выделяются из пыли различных городских помещений (Марфенина и др., 2003; Лихачев, 2006).

Мико-аллергенная контаминация почв городов России становится большой социальной и медицинской проблемой. Известно, что грибковые аллергены занимают лидирующее положение при аллергенных заболеваниях кожи и дыхательных путей. Такие загрязнители, как диоксид серы, оксиды азота, частицы дизельных выхлопов и золы повышают проницаемость слизистых оболочек, способствуя проникновению в организм аллергенов и вызывая разнообразные патологические состояния: иммунодепрессию, различные формы аллергии, астму, синдромы интоксикации, микотоксикозы (Зачиняева и др., 2006). Комплексы в составе микромицетов касаются не только почвенных группировок. При исследовании видового состава микромицетов снежного покрова, коры хвойных (ель) и лиственных (липа, берёза, тополь, рябина) древесных растений в пределах городской территории в местах локализации



промышленных предприятий и нефтехимических комплексов было установлено, что на загрязнённой территории происходит смена группировок доминирующих и частых видов в сравнении с фоновыми образцами (Киреева и др., 2009б). Так, в снежном покрове преобладают стерильные формы и темноокрашенные формы представителей родов *Alternaria*, *Aspergillus*, *Cladosporium*, *Fusarium*, являющиеся наиболее устойчивыми к различным поллютантам и свидетельствующие о неблагоприятной экологической обстановке. Кроме того, наблюдаются сезонные изменения в составе фитотоксичных и фитопатогенных микромицетов: в начале зимы преобладают представители родов *Aspergillus*, *Fusarium*, а в конце зимы добавляются фитотоксичные и фитопатогенные грибы рода *Penicillium*. Аналогичное явление было выявлено при изучении видового разнообразия микромицетов коры деревьев.

К нарушению структуры и величины комплекса микроскопических грибов приводят и строительные работы, проводимые в городах, что выражается в уменьшении запасов общей биомассы, изменении распределения общей биомассы и массы отдельных компонентов по почвенным слоям, повышении вклада спор в суммарную биомассу (Булавко, 2007).

Даже при слабом загрязнении почвы вблизи химических предприятий могут наблюдаться такие изменения состояния микромицетных комплексов, как снижение общей длины мицелия (до десятков или даже единиц метров в 1 г почвы). Значительная часть микромицетов находится в состоянии покоя в виде спор, так как загрязнители ухудшают условия для роста вегетативного мицелия, несмотря на избыток субстрата в виде мощной подстилки и неразложившегося органического вещества (Шебалова, Залесов, 2006).

Во внешней среде городов, в целом (в почве, приземных слоях воздуха, снеговом покрове), отмечены следующие изменения структуры почвенных микромицетов: упрощение видовой структуры (богатства, показателей разнообразия); снижение числа редких видов; повышенная устойчивость меланинсодержащих видов; увеличение представительства грибов, продуцирующих фитотоксины; эвритопные виды по обилию могут составлять 60–70%. При изучении функциональной структуры выявлено в городских почвах накопление грибов, разлагающих кератин и белки, и, напротив, деградация группы целлюлозоразлагающих грибов. Для урбанизированных территорий вводят даже такое понятие, как «микологическая память», которое связано с грибными комплексами, длительно (сотни лет) сохраняющимися в почве. «Микологической памятью» о былых воздействиях на почву выступают показатели биоморфологической структуры (большая доля спор), видовой структуры (изменённое ядро доминантов), функциональной структуры (высокое присутствие кератинофильных грибов (Марфенина, Иванова, 2009).

Специфика почвенных условий городской среды накладывает сильный отпечаток и на **бактериальную микрофлору**. Исследования бактериального компонента педоценозов проводят, используя как характеристику отдельных групп почвенных бактерий, так и реакцию микробного сообщества в целом. Регистрируемые параметры состояния культур и сообществ могут быть разные: численность и биомасса, видовой состав, соотношение отдельных группировок,

появление необычных бактериальных форм, функциональные показатели, связанные, в первую очередь, с ферментативной активностью, и др.

В частности, установлено, что в городских почвах с разными типами загрязнений сообщества микроорганизмов имеют ряд специфических особенностей и отличаются от естественных микробоценозов ненарушенных почв той же природной зоны как по структурным показателям (соотношение биомасс и площадей поверхности бактерий и микромицетов), так и по показателям потенциальной функциональной активности, проявляющейся в способности трансформировать различные спектры субстратов (Сидоренко и др., 1998). Воздействие на почву таких биоцидов, как кислоты и щелочи, приводит к кардинальной перестройке структуры сапротрофного бактериального комплекса, связанного с абсолютным доминированием бацилл и почти полным исчезновением грамотрицательных бактерий (Лапыгина и др., 2006). В ходе исследований установлены различные структурные и функциональные изменения в бактериальных сообществах, происходящие под влиянием антропогенных воздействий. Например, под воздействием ТМ наблюдалось заметное сокращение биомассы бактериальных клеток. С возрастанием загрязнений снижалось и отношение углерода биомассы к углероду окисляемых соединений (Šmejkalová et al., 2003).

В ряде исследований функциональную стабильность микробных сообществ почв измеряли как устойчивость и изменчивость процессов скорости почвенного дыхания и бактериальной скорости роста. Было установлено, что микробные сообщества, подвергавшиеся длительному стрессу в виде дополнительных нарушающих воздействий, по-разному реагируют на действие ТМ в зависимости от рН среды, влажности и температуры почвы и остаются более стабильными в нейтральной среде, чем в кислой, и в увлажнённой почве, чем в более сухой (Tobor-Kapton et al., 2006). Растительная подстилка, собранная у дороги, разлагалась менее быстро, чем подстилка, расположенная вдали от магистрали. Загрязнённый ТМ придорожный мусор ингибировал минерализацию подстилки. Однако основное дыхание (на единицу биомассы) было выше в почве на минимальном расстоянии от дороги (Post, Veeby, 1996).

Интересен факт распространения в городских почвах бактерии р. *Azotobacter*, отмеченный для таких городов, как Москва (Скворцова и др., 1997) и Новосибирск (Артамонова, 2002). Для г. Москвы установлено, что азотобактер в почвах города распределён неравномерно как в пространстве, так и по почвенному профилю. Подобный характер распределения определяется следующими факторами: урбаногенными (высокое значение рН, обогащённость урбанозёмов органическим веществом, Р, К, Са, ТМ), природными (низкое значение рН, оглеённость горизонтов, физические свойства), историческими (погребённые горизонты городских почв, близость мраморных и известковых фундаментов или щелочных продуктов их выветривания монастырей и усадеб). Делается вывод, что азотобактер может быть использован как индикатор на урбанопедогенез (Скворцова и др., 1997).

Значительное количество стрептомицетов при большом разнообразии выявленных пигментных форм обнаружено на детских площадках г. Москвы (Павленко и др., 1998).

Системное исследование и обобщение результатов о бактериальной микрофлоре городских почв выполнено в работах В. С. Артамоновой (для городских почв Сибири) и Л. В. Лысак (для городских почв Москвы и Подмосковья) исследования В. С. Артамоновой (Артамонова, 2002; Артамонова и др., 2007; Артамонова, Лютых, 2011), связанные с мониторингом городских почв, показали существенные изменения в структуре бактериальных группировок. При этом бактериальный мониторинг почвенных группировок выявил, что разные зоны города имеют специфические особенности микрофлоры.

В рекреационной зоне вследствие увеличения твердости, разрушения микроструктуры верхнего почвенного горизонта ослабевают основные жизненно важные функции микробиоты. Подавляется аэробная азотфиксация, слабо протекает анаэробная, затухает синтез микробной биомассы.

В транспортной и промышленной зонах происходит уменьшение сапрофитных форм бактерий, что приводит к росту патогенных (кишечная группа) и фитопатогенных. Так же, как для микромицетов, обнаружена бактериальная заселённость снежного покрова в городах с высоким уровнем жизнеспособности. Санитарно-микробиологическая оценка микробного загрязнения снега выявила присутствие *Clostridium perfringens* – возбудителя кишечных токсикоинфекций – в количестве, соответствующем слабому и умеренному загрязнению. Такой значимый пул мигрирует при снеготаянии в почвы. На урбанизированной территории урбанизированного пространства (селитебная зона) обнаруживается зависимость от специфики аэрогенных выбросов промышленных предприятий. Данное явление повышает токсигенность почв и урбаноземов жилой зоны. Стратегию на выживание микробного комплекса в загрязненной среде связывают с выраженными признаками токсинообразования. Однако физиологические реакции приспособления микроорганизмов переходят в патологические в санитарно-экологическом аспекте, представляя опасность здоровью горожан и урбофитоценозам.

Изучение влияния отдельных поллютантов показало, что под влиянием антропогенных воздействий в городских почвах, загрязнённых нефтью, полихлорбифинилами, цементной пылью и хозяйственно-бытовыми отходами, наблюдаются разноплановые трансформации бактериальных сообществ, которые приводят к упрощению структуры бактериальных комплексов и доминированию резистентных форм, устойчивых к разным типам загрязнения (Лысак, Сидоренко, 1998; Лысак и др., 2000; Лысак, 2010; Лысак и др., 2010). Это бактерии р. *Rhodococcus*, развивающиеся при загрязнении нефтью и полихлорбифинилами, представители семейства Enterobacteriaceae (р.р. *Escherichia*, *Enterobacter*, *Klebsiella*) – при хозяйственно-бытовом загрязнении; представители р. *Arthrobacter* – при загрязнении цементной пылью и бытовым мусором. Как и для микромицетов, в городских загрязнённых почвах выявлена тенденция накопления потенциально патогенных (р.р. *Escherichia*, *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Alkaligenes*) и аллергенных (р.р. *Rhodococcus*, *Micrococcus*) бактерий,

что свидетельствует о нарушении экологической функции почвы как «бактериального фильтра» и представляет опасность для человека.

Сравнительное изучение наноформ бактерий в природных почвах и городских, загрязнённых нефтью и ТМ, показало, что численность и доля наноформ бактерий в городских почвах выше, чем в природных незагрязнённых. При этом установлено, что среди клеток более крупного размера доля клеток с ненарушенной мембраной ниже (60–70%), чем среди наноформ бактерий (05–98%). Л. В. Лысак (2010) высказывает предположение о том, что способность бактерий переходить в состояние наноформ является возможным механизмом сохранения жизнеспособности в неблагоприятных условиях. Приёмы дополнительного внесения в почву полезных микроорганизмов (интродукция), давно применяемые в сельскохозяйственной практике, в последние годы используются и на городских территориях, в первую очередь для того чтобы снизить стресс поллютантов и фитопатогенов на культурные растения. Внедрение микробных технологий при ландшафтном проектировании требует обоснования экологической безопасности микробов-интродуцентов.

### **Влияние микробов-интродуцентов на развитие автохтонной микрофлоры**

Микробиологические стимуляторы роста и средства защиты растений от болезней стали неотъемлемой частью современного сельского хозяйства. В меньшем объёме подобные биопрепараты применяются на урбанизированных территориях при выращивании декоративных культур и газонных трав, хотя в городской среде растения испытывают комплексы вредных воздействий от выбросов автотранспорта, промышленных предприятий, повышенной агрессивности фитопатогенов. Однако использование биопрепаратов не должно угнетать развитие аборигенной микрофлоры.

Проведено изучение влияния ряда биопрепаратов, содержащих микробы-антагонисты, на количественный состав в почве водорослей и микромицетов.

Работа выполнена в условиях г. Кирова на микроделянках площадью 1 м<sup>2</sup>. В контрольном варианте высевалась смесь газонных трав. В опытных вариантах перед посевом семена обрабатывались сертифицированными биопрепаратами: триходермин (с культурой гриба *Trichoderma lignorum*), гамаир (действующее начало – споровая бактерия *Bacillus subtilis*) и Байкал ЭМ-1, содержащий комплекс активных микроорганизмов. При снятии опыта в конце вегетационного сезона учитывали урожай газонных трав, а также прямым микроскопическим методом определяли численность водорослей и длину мицелия микромицетов.

Установлено, что все применяемые биопрепараты способствуют урожайности газонных трав (табл. 62).

## Влияние биопрепаратов на урожай газонных трав

Вариант	Сухая масса, г/м <sup>2</sup>	Прирост по отношению к контролю, %
Контроль	144	0,0
Триходермин	280	94,4
Гамаир	160	16,6
Байкал ЭМ1	432	105,9

Так, наиболее активно стимулирует продуктивность посева внесение в почву микромицета *Trichoderma lignorum* (триходермин) и использование комплексного препарата Байкал ЭМ-1.

Однозначное стимулирующее действие биопрепараты оказали и на развитие фототрофного микробного комплекса. Как и в случае с высшими растениями, именно применение триходермина и Байкала ЭМ-1 привело к возрастанию численности водорослей более чем в 2 раза (табл. 63).

## Влияние микробов-интродуцентов на альго-микологические комплексы

Вариант	Водоросли, тыс. кл./г	Длина мицелия, м/г
Контроль	1800±80	52,7±5,4
Триходермин	3770±600	83,2±5,4
Гамаир	2600±600	32,0±0,6
Байкал ЭМ1	3530±200	52,6±1,3

По-другому проявилось действие вносимых микроорганизмов на развитие микромицетного комплекса. Увеличение длины грибного мицелия по сравнению с контролем отмечено только в одном варианте (триходермин). Данный факт легко объясним тем, что с этим препаратом мы вносим в почву мицелий и споры гриба, и к почвенному грибному комплексу присоединяется интродуцированный микромицет, который легко размножается в почве. Ингибирующее действие гамаира, вероятно, связано с тем, что *Bacillus subtilis* является антагонистом многих видов не только фитопатогенных бактерий, но и грибов, а в городских почвенных экосистемах постоянно наблюдается рост численности оппортунистических и фитопатогенных микромицетов.

Таким образом, в результате наших исследований установлено, что в условиях города биопрепараты триходермин, гамаир и Байкал ЭМ1 оказывают стимулирующее действие на рост газонных трав.

Микробы-интродуценты, содержащиеся в этих препаратах, вызывают активное размножение полезной группы автотрофных микроорганизмов – почвенных водорослей, выполняющих важную роль в оздоровлении почвы.

Размножение микромицетов провоцируется только при внесении триходермина, а действие *Bacillus subtilis* развитие грибов подавляет, вероятно, в первую очередь, их фитопатогенные штаммы.

Следовательно, применение биопрепаратов с микробами-антагонистами, повышая продуктивность растений, не вызывает гибель полезной микрофлоры и перспективно для использования и на урбанизированных территориях.

## Биологизация технологии выращивания астр на урбанизированной территории

Декоративные цветочные культуры, как и сельскохозяйственные, подвержены разнообразным инфекционным заболеваниям, вызываемым фитопатогенными грибами, бактериями и вирусами. Эта проблема обостряется тем, что загрязнение почвы, атмосферы, дождевой и снеговой воды в городах действует на растения как дополнительный депрессивный фактор, вызывающий снижение их иммунитета. Применение пестицидов против инфекций в городских условиях становится дополнительным химическим стрессом для окружающей среды. Поэтому необходим подбор альтернативных приёмов защиты растений от фитопатогенов.

Среди декоративных растений большой популярностью у профессионалов и любителей пользуются астры (*Callistephus chinensis* (L.) Nees). В условиях города их развитие связано с влиянием негативных экологических факторов, таких, как загазованность воздуха, загрязнение почв ТМ, микотоксинами, солями и др. Они вызывают стрессы растений, способствуют развитию фитопатогенов. Астры и без того часто поражаются фитопатогенными грибами, которые препятствуют прорастанию семян, поражают всходы и даже взрослые растения. Поэтому рекомендуется каждый год менять место для выращивания астр, возвращаясь к нему только через 4–5 лет. Это затрудняет использование астр при озеленении города.

В 2007–2008 гг. были проведены исследования по изучению влияния современных микробиологических препаратов на снижение стрессовых нагрузок при выращивании астр. В экспериментах применялись следующие препараты и их комбинации: биологический фунгицид «Алирин-Б» (культура микроба антагониста – споровая бактерия *Bacillus subtilis*), микробиологическое удобрение «Байкал ЭМ-1» и культура цианобактерий *Nostoc paludosum* штамм 18 из коллекции культур микроорганизмов кафедры ботаники, физиологии растений и микробиологии им. Э. А. Штиной Вятской ГСХА. При закладке опытов использовались следующие сорта астр: в 2007 г. – Белый пух, Розовый пух, в 2008 – Индра.

В 2007 г. было показано, что применяемые препараты Байкал ЭМ-1, а также культура цианобактерий *Nostoc paludosum* повышали всхожесть семян и выживаемость растений астр сортов Белый пух и Розовый пух в рассадный период на 12–28% по сравнению с контролем (Ковина и др., 2007). В 2008 г. для оценки антагонистического действия препаратов к агрессивному фитопатогену *Fusarium culmorum* семена астры проращивались в чашках Петри на фильтровальной бумаге на инфицированном фоне (табл. 64).

**Влияние биопрепаратов на всхожесть семян астры Индра,  
инфицированных *Fusarium culmorum***

Вариант	Всхожесть, %
1. Контроль	33,3
2. <i>F. culmorum</i>	1,3
3. <i>F. culmorum</i> + <i>Nostoc paludosum</i>	25,5
4. <i>F. culmorum</i> + Байкал ЭМ-1	5,0
5. <i>F. culmorum</i> + Алирин Б	20,0
6. <i>F. culmorum</i> + <i>N. paludosum</i> + Байкал ЭМ-1	24,0
7. <i>F. culmorum</i> + <i>N. paludosum</i> + Алирин Б	23,7
8. <i>F. culmorum</i> + Алирин Б + Байкал ЭМ-1	6,0

Во всех вариантах с предварительной обработкой семян биопрепаратами повышалась устойчивость астр к фитопатогену, что проявилось в увеличении всхожести семян по сравнению с инфицированным фоном. Наибольшее влияние на повышение устойчивости оказало применение культуры *N. paludosum*, биопрепарата Алирин Б и сочетание *N. paludosum* с применяемыми биопрепаратами.

Для полевых опытов были выбраны варианты: 1. Контроль; 2. *Nostoc paludosum*. 3. Байкал ЭМ-1. 4. Алирин Б. 5. *Nostoc paludosum* + Байкал ЭМ-1. 6. *Nostoc paludosum* + Алирин Б. 7. Алирин Б + Байкал ЭМ-1.

Предварительно обработанные семена высевались в 4-кратной повторности по 40 семян на сосуд с парниковым грунтом. Выросшая рассада высаживалась на участок, находящийся в центре г. Кирова на перекрестке с интенсивным движением автотранспорта. Растения высаживались в 4-кратной повторности по 7 штук на делянку. На 1 м<sup>2</sup> размещалось по 28 растений. При высадке рассады в грунт был проведен профилактический полив исследуемыми препаратами. В контрольных вариантах использовалась вода.

Наибольшее влияние на повышение всхожести семян и выживаемости рассады оказали препарат Байкал ЭМ-1 и его сочетание с Алирином Б, и *N. paludosum* + Алирин Б (табл. 65).

**Влияние биопрепаратов на развитие растений астры Индра**

Вариант	Всхожесть, %	Выживаемость, %
1. Контроль	14,4	10,0
2. <i>Nostoc paludosum</i>	13,0	12,5
3. Байкал ЭМ-1	43,7	26,3
4. Алирин Б	29,0	15,0
5. <i>Nostoc paludosum</i> + Байкал ЭМ-1	10,0	7,5
6. <i>Nostoc paludosum</i> + Алирин Б	31,0	26,0
7. Алирин Б + Байкал ЭМ-1	45,0	39,4

Рассада астр перед высадкой имела от 5 до 8 листьев, высота растений была от 6 до 16 см, но больших различий среди вариантов не наблюдалось.

В процессе вегетации в открытом грунте производился уход за растениями (рыхление, прополка), велись наблюдения, отмечались растения с признаками болезней. Осенью все растения были срезаны на уровне почвы, после чего была произведена оценка вегетативной массы астр (табл. 66) и их декоративность.

Таблица 66

**Влияние биопрепаратов на биомассу и высоту астры сорта Индра**

Вариант	Масса растений		Высота	
	кг/м <sup>2</sup>	% к контролю	см	% к контролю
1. Контроль	1,112		68,1±18,4	
2. <i>Nostoc paludosum</i>	1,356	121,9	74,9±11,4	109,9
3. Байкал ЭМ-1	1,830	164,6	82,2±10,2	120,7
4. Алирин Б	1,565	142,5	77,7±13,1	114,0
5. <i>Nostoc paludosum</i> + Байкал ЭМ-1	1,351	121,4	78,6±9,8	115,4
6. <i>Nostoc paludosum</i> + Алирин Б	1,846	166,0	87,3±10,2	128,2
7. Алирин Б + Байкал ЭМ-1	1,515	136,2	85,8±9,0	126,0

Все испытываемые препараты способствовали увеличению вегетативной массы растений и их высоты. Максимальный стимулирующий эффект показали биопрепараты Байкал ЭМ-1 (прибавка биомассы на 64,6%) и комплекс *Nostoc paludosum* + Алирин Б (прибавка биомассы на 66,0%). Количество больных растений было незначительным – от 3,6 до 10,75% (с максимумом в контроле).

Для оценки декоративности растений измеряли диаметры соцветий и считали количество бутонов и цветков на каждом растении (табл. 67).

Таблица 67

**Влияние биопрепаратов на развитие генеративных органов астры Индра**

Вариант	Количество соцветий на растении, шт.	Количество бутонов на растении	Средний диаметр соцветий	
			см	% к контролю
1. Контроль	2,6	1,4	6,78±2,1	
2. <i>Nostoc paludosum</i>	2,9	3,1	8,86±0,8	130,7
3. Байкал ЭМ-1	3,1	1,8	8,10±1,2	119,5
4. Алирин Б	2,9	3,2	8,50±0,9	125,4
5. <i>Nostoc paludosum</i> + Байкал ЭМ-1	3,6	2,5	8,31±1,7	122,6
6. <i>Nostoc paludosum</i> + Алирин Б	3,2	3,5	8,96±0,8	132,1
7. Алирин Б + Байкал ЭМ-1	2,4	3,8	8,78±1,1	129,4

Во всех испытываемых вариантах количество цветков и бутонов, а также диаметр цветков значительно превосходило контрольные значения. Обилие бутонов говорит о том, что у опытных растений период цветения может быть более продолжительным. Активное образование бутонов происходит под влиянием *N. paludosum*, Алирин Б с *Bacillus subtilis* (варианты 2, 4, 6) и микроорганизмов Байкал ЭМ-1 (вариант 7). Диаметр соцветий во всех вариантах на 19–32% выше, чем в контроле.



Таким образом, применение биопрепаратов существенно снижает поражение семян и проростков астр фитопатогенными грибами и может существенно увеличить выход здоровой рассады.

При выращивании растений на городских территориях рядом с дорогами с интенсивным движением автотранспорта профилактический полив растений биопрепаратами способствует лучшей сохранности растений, улучшению их декоративных качеств и продляет сроки цветения астр.

## ГЛАВА 5.

# АДАПТАЦИОННЫЕ РЕАКЦИИ МИКРООРГАНИЗМОВ НА СТРЕССОВЫЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ

Здоровье почвы определяется её химическим составом и состоянием почвенной биоты. Стрессовые воздействия на почву, связанные с массовым поступлением в неё поллютантов, неизбежно влияют на качественное разнообразие и численность педобионтов. Поэтому среди методов биомониторинга почвы, включающих систему биоиндикации и биотестирования, выделяются те, которые оперируют с выявлением реакций определенных групп микроорганизмов. Один из путей оценки состояния урбоэкосистем связан с изучением характера развития аборигенной микрофлоры в почвах городов (комплекс биоиндикационных методов), а также с изучением реакций определенной группы организмов на возмущающие воздействия (методы биотестирования). Регистрируемые параметры реакций организмов могут быть разными, что определяется как спецификой воздействия, так и адаптационными механизмами микроорганизмов. Влияние адаптационных механизмов факторов на микроорганизмы, обитающие в городских почвах, проявляется на уровнях морфологических, физиологических, биохимических, генетических, что продемонстрировано при изучении аборигенной городской микрофлоры и в модельных опытах, связанных с действием токсикантов на микробные популяции. Подробнее всего в этом плане изучено действие ТМ на водоросли, ЦБ, сапротрофные бактерии и микромицеты.

Адаптацию к абиотическим факторам в городских условиях наблюдали даже на уровне развития аэроназемных микроводорослей, растущих на фасадах зданий (Haubner et al., 2006). Было показано при исследовании активности фотосинтеза водорослей в биопленках на фасаде зданий в период с февраля по июль, что пока оставалось хоть небольшое количество доступной воды, водоросли сохраняли минимальную способность к фотосинтезу. В высушенных клетках фотосинтез прекращался, но через несколько минут после увлажнения эта способность восстанавливалась. Доминантом из 3 видов водорослей в биопленке был *Stichococcus*. Таким образом, адаптация аэрофитонных городских водорослей пошла в сторону очень быстрого восстановления физиологических функций после регидратации высушенных биопленок. Для ЦБ и цианобактериальных сообществ, развивающихся на поверхности и внутри каменных сооружений и камней, используют понятие пойкилотрофного роста, подразумевая нестабильные, постоянно меняющиеся условия среды, нерегулярное поступление питательных веществ (Gorbushina et al., 1999). К наиболее характерным особенностям эпилитных пойкилотрофных ЦБ относят следующие: образование компактных колоний (или пучков трихомов) с оптимальным соотношением поверхность: объём, низкая скорость роста, при котором однако каждая часть колонии или индивидуум является потенциально размножающейся структурой; образование экзополисахаридных слоев, создающих биопленку, в которой формируется сообщество; наличие защитных пигментов и структур клеточной

стенки, создающих дополнительные защитные барьеры; внутренние или наружные структуры или вещества (например, полисахариды или белки), служащие для связывания и удерживания воды, уменьшение до минимума потребности в воде.

Адаптацию к высыханию такой ЦБ, как *N. commune*, связывают с изменением липидного состава клеток (Бычек, Бычек, 1997). При исследовании липидного и жирнокислотного состава *N. commune* в увлажненном и сухом состоянии было обнаружено, что при высыхании втрое снижалось общее весовое содержание липидов, в том числе нейтральных, глико- и полярных липидов в расчете на сухой вес (соответственно в 2,5 и 4,5 раза). Среди нейтральных липидов снижался уровень триглицеридов и эфиров стерина и повышался уровень восков и свободных стерина. Содержание гликолипидов при водном дефиците было значительно ниже, чем при увлажнении. В классе полярных липидов снижалось содержание всех идентифицированных индивидуальных липидов. Для жирных кислот нейтральных липидов было характерно увеличение степени насыщенности, а для полярных липидов – повышение доли длинноцепочечных жирных кислот. Различия по функциональным показателям (углекислотный обмен и азотфиксирующая активность) и химическому составу *N. commune* установлены в фоновых и импактных районах. Отмечено снижение почти в два раза фотосинтетической и азотфиксирующей активности в талломах ностока из импактных районов, уменьшение в два раза содержания общего азота и лишь незначительное снижение биомассы в сравнение с фоновыми значениями (Патова и др., 1998). Это объясняется низкими дыхательными затратами и удлинением периода активного функционирования, благодаря морфологическим особенностям колоний в импактных районах. Одной из важных особенностей ЦБ является их способность к продуцированию экзополисахаридов. Согласно количественной оценке, на различных фазах роста ЦБ выделяют в среду 19–60% количества внутриклеточных углеводных компонентов с максимумом в лаг-фазе и в начале стационарной фазы роста (Шнюкова, Романова, 1999). Внеклеточным полисахаридам характерна вариабельность состава и соотношения моносахаридов, в частности, кислых и нейтральных сахаров, аминных и нейтральных заместителей. Показано, что в состав слизистых чехлов ЦБ входят кислые полисахариды, в том числе содержащие сульфатные и карбоксильные группы, наличие которых определяет их анионную природу, что позволяет проявлять связывающую способность по отношению к твердым субстратам, ионам металлов, протекторную роль против высушивания. Слизеподобные полисахариды выполняют также такие функции, как барьерная, между клетками и окружающей средой, предотвращая действия стрессов в экстремальных условиях. Антифризные белки продуцируются альгологами, посвящена изучению влияния различных экологических факторов на морфологическую структуру почвенных водорослей (Кузяхметов, 1993; Гайсина и др., 2008; Пурина, 2009; Сафиуллина, 2009). В ходе проведенных исследований было установлено, что степень морфологических преобразований популяций зелёных, жёлтозелёных, эстигматовых и диатомовых водорослей под воздействием эко-

логических факторов не всегда была одинаковой. В одних случаях изменение окружающей среды модифицировало проявление таких признаков, как сужение или распирание клеток, изменение их формы за счёт нарушения скорости роста и деления клеток. У нитчатых зелёных водорослей к основным морфологическим изменениям под действием экстремальных экологических факторов относятся грануляция и обесцвечивание хлоропластов, нарушение целостности клеточной стенки, появление бочонковидных и бесформенных клеток, сильная изогнутость и фрагментация нитей. В других (когда действие экологических факторов выходит за пределы допустимых) наблюдали гибель, патологические изменения особей или формирование у них новой нормы реакции, позволяющей выживать в изменившихся условиях. Под воздействием резко неблагоприятных факторов происходит массовая элиминация водорослевых клеток, при которой выживает небольшое число, характеризующееся большей устойчивостью к действию данного фактора. Исследователи предполагают, что это выживание может быть связано с генотипическими отличиями этих особей и с особенностями их жизненного и возрастного состояния. Теоретически выжившие особи могут дать начало новой популяции, отличающейся от предыдущей по генофонду.

Одной из первых реакций культур зелёных водорослей на действие токсикантов является снижение размножающихся клеток и переход их в покоящееся состояние. При увеличении уровня токсичности повышается смертность клеток (Марушкина, 2005). Это свидетельствует о том, что размножение является процессом, наиболее чувствительным к неблагоприятным воздействиям.

Существование почвенных микроорганизмов на урбанизированных территориях всегда сопровождается действием абиотических и антропогенных факторов, порой более жёстких и разнообразных, чем испытывают микроорганизмы в почвах природных и сельскохозяйственных экосистем. Как правило, однократное воздействие антропогенных факторов приводит к формированию неустойчивых сообществ, которые реагируют на изменение величины стрессорного фактора перестройкой своей структуры. В то же время сообщества микроорганизмов на территориях, подвергающихся «хроническому» действию стрессора, отличаются большой стабильностью и слабо реагируют на изменение его силы (Киреева и др., 2003). Ответные реакции микробсообществ в целом определяются устойчивостью и толерантностью отдельных его членов и их способностью противостоять действию возмущающих факторов. Многообразие путей метаболизма у микроорганизмов позволяет им адаптироваться к данным факторам, при этом характер ответных реакций зависит как от природы организма, так и от природы реагента. Например, даже использование разных источников азотного питания влияет на продуцирование экзополисахаридов культурой ЦБ *Nostoc linckia*. Нитратные источники азота и лимитирование по минеральному азоту способствуют ускорению роста культуры, увеличению пула углеводов клеток трихомов, полигликанов слизистых влагалищ. Аммонийный азот, независимо от предварительной адаптации к нему ЦБ, ингибирует ростовые процессы и накопление углеводов в клетках трихомов и слизистых влага-

лищ. Накопление экзополисахаридов является адаптивным механизмом, используемым ЦБ при дефиците влаги (Шнюкова и др., 2002).

В тех случаях, когда токсикантами являются ионы ТМ, взаимодействие почвенных микроорганизмов с ТМ носит двойственный характер. С одной стороны, некоторые металлы выполняют роль активаторов группы ферментов. Они часто прочно связаны в молекулах ферментов и являются их обязательными компонентами. С другой стороны, токсическое действие ТМ на микроорганизмы связано прежде всего с ингибированием многих ферментативных систем и других макромолекулярных компонентов микробной клетки (Hutter et al., 1981). Так, показано, что токсикологический ответ ЦБ *Phormidium fragile* на ртуть проявляется в подавлении активности ферментов малатдегидрогеназы, глутаматдегидрогеназы и нитратредуктазы. Повышение концентрации ртути в среде сопровождалось увеличением её поглощения клетками ЦБ, что приводило к повышению содержания в клетках аминокислот, кроме изолейцина, гистидина и метионина, количество которых резко снижалось уже при низкой концентрации ртути (Khalil, 1997).

Одной из ответных реакций микрофототрофов на действие таких токсикантов, как ПАВ и ТМ, является изменение характера гидратации молекул в клетках (Паршикова и др., 2000). Было установлено при изучении 10 видов водорослей, что изменения в характере гидратации внутриклеточных полимеров тесно связаны как с биологическими особенностями организмов, так и с факторами среды. Под влиянием катион-активных детергентов объём клеток водорослей изменялся на 40–69% по сравнению с контролем. Под влиянием ПАВ и ТМ происходило перераспределение форм воды. Это связано с изменениями гидратации биополимеров и отражалось на их функциональной активности, а также на резистентности и выживании организмов в различных условиях среды. Установлены различия в степени и характере гидратации внутриклеточных структур у ЦБ и эукариотных водорослей.

Способности микроорганизмов к выживанию складывались миллионами лет, а «правильность» способностей проверена временем. Возможность процветания тех или иных видов микроорганизмов зависит не только от доступности необходимых для их жизни элементов, но и от способности клеток противостоять действию веществ, токсичных для них. Полное отсутствие в среде токсических для организма веществ является событием крайне редким. Присутствие в природных средах соединений, токсичных для бактерий, приводит к уменьшению видового разнообразия и появлению устойчивых форм (Громов и др., 1989). Различают несколько механизмов устойчивости к тяжёлым ~~связывание~~ ионов металла на поверхности клетки или вне клетки, выделение различных связывающих продуктов метаболизма в окружающую среду (Harris et al., 1990); выделение ионов металла в среду с продуктами жизнедеятельности (Божков и др., 1992);

– накопление в клетке (биоаккумуляция) в инактивированном состоянии посредством связывания с металлотионинами, стресс-белками и т. д. (Remacle, 1991);

– регуляция устойчивости на генетическом уровне;

– переход в неактивную жизненную форму.

Выбор стратегии адаптации определен, с одной стороны, особенностями структурно-функциональной организации, с другой – характеристикой металла и его концентрацией. В случае разных концентраций токсиканта могут действовать различные звенья адаптивного аппарата клетки, но одной из самых распространённых форм является стремление организмов уменьшить концентрацию токсичного металла в окружающей среде. И, как правило, популяция достигает успеха, если не считать случаев ограничения жизнедеятельности запредельной концентрацией.

### **Снижение концентрации тяжёлых металлов вне клетки**

Идентифицированные соединения относятся по химической природе к разным типам: они представлены белками, органическими кислотами, липопептидами, летучими соединениями, полисахаридами и т. д. (Лябушева, 2004; Орлеанский и др., 2005). Большая часть в настоящее время еще не идентифицирована.

По механизму действия экзосоединения делят на несколько групп: протекторы (стабилизаторы); вещества сигнальной природы, являющиеся индукторами защитных механизмов клетки; регуляторы – неиндукторы (например, регуляторы адгезии); «противоядия» и нейтрализующего действия (Николаев, 2004). В связывании ТМ у некоторых ЦБ участвуют вещества, находящиеся в слизистом чехле. При изучении роли слизи в детоксикации меди у *Anabaena spiroides*, *Eudorina elegans*, *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena cylindrica* и *Chlorella vulgaris* было выявлено, что чем большее количество слизи выделяется, тем полнее связывается медь из раствора. Наибольшее связывание наблюдалось у водорослей *Anabaena spiroides* и *Eudorina elegans*, среднее – *Microcystis aeruginosa* и *Anabaena cylindrical*, у *Chlorella vulgaris* вообще отсутствовало (Tien Chien-Jund, 2005).

Большая роль в детоксикации вне клетки отдается экзополисахаридам (Шнюкова, 2005; Parker et al., 2000; Quintelas et al., 2002). Так, в частности, представители Cyanophyta и Chlorophyta продуцируют экзополисахариды, образуя слизистые капсулы. Эти биополимеры выполняют ряд важнейших функций. Гидрофильные полисахариды, входящие в состав слизистых чехлов, содержат полярные ОН-, СООН-, SO<sub>3</sub>H-группы. Наличие в составе экзополисахаридов анионных групп определяет одну из их функций – способность связывать ионы металлов как в искусственно созданных условиях, так и в естественных фитоценозах. В последнее время установлено, что ТМ индуцируют усиление экскреции полисахаридов, состав которых отличается от такового в отсутствие токсиканта. Например, ЦБ *Nostoc muscorum* экскретируют сахараиды, среди которых доминирующим становится азотсодержащий моносахарид глюкозамин, который легко присоединяет кадмий (Бреховских, 2006). Также обнаружена высокая Cd-связывающая способность R-фикоэритрина. Доказано, что ЦБ *Nostoc muscorum* может вырабатывать сероводород и связывать кадмий.

Большая роль отводится механизмам связывания ТМ на клеточных стенках активными химическими группами клеточной стенки. Основными связывающими группами являются карбоксильная, amino-, сульфгидрильная группы и сульфонат. ТМ могут связываться в результате хелатирования, ионного обмена. Катионы свинца демонстрируют высокое сродство к водорослевой биомассе, а механизм связывания включает комбинацию ионного обмена, хелатирования и иногда восстановительные реакции, сопровождаемые осаждением металлического свинца на материале клеточных стенок. Считают, что в ходе ионообменных процессов катионы кальция, магния, водорода, натрия и калия в материале клеточных стенок замещаются ТМ (Raize et al., 2004). У микромицетов четко прослеживается взаимосвязь между встречаемостью в почве грибов, содержащих в мицелии и пропугулах меланиновые пигменты, и уровнем загрязнения среды. В почве с высоким содержанием тяжелых металлов увеличивается доля меланинодержащих микроскопических грибов (Кулько, 2001; Свистова и др., 2004; Талалайко, 2005; Домрачева и др., 2006; Терехова, 2007).

Одной из причин преобладания темноокрашенных грибов в эконишах техногенного происхождения является способность меланиновых пигментов связывать ТМ (Гончарова и др., 2000; Ровбель и др., 2000). Меланиновые пигменты отличаются большим разнообразием функциональных групп. Имея полифенольную природу, ароматические ядра могут непосредственно связывать ионы ТМ. В связывании ТМ меланиновым пигментом также принимают участие карбоксильные и некоторые другие функциональные группы (Ровбель и др., 2000).

В литературе имеются сведения о том, что в качестве одного из протекторов клеточного мицелия к воздействию токсичных металлов является выделение большого количества внеклеточных полимеров, образующих слизи, чаще всего имеющие полисахаридную природу. Подобные выделения способны к значительному связыванию металлов, устраняя их токсическое действие на клетки (Жилин, 2003; Куимова и др., 2005). Клетки пивных дрожжей *Saccharomyces cerevisiae* при действии на них ТМ способны выделять неорганический фосфат, который переводит токсикант в недоступную для клеток форму (Soares et al., 2002). Механизм связывания свинца дрожжами предусматривает прямое биосорбционное взаимодействие с биомассой путем ионного обмена или осаждения при освобождении фосфата из биомассы (Cho Dae Haeng et al., 2003). Некоторые микроскопические грибы сорбируют свинец преимущественно клеточной стенкой (Bhattacharyya et al., 2002). Ее строение определяет механизмы протекания сорбции (Подгорский и др., 2004). Выделено два этапа связывания свинца микромицетами (Куимова и др., 2005): быстрый процесс биосорбции компонентами клеточной стенки и медленный процесс отложения и трансформации металла на клетках и во внутриклеточном пространстве. Свинец в виде рыхлых агрегатов накапливается на поверхности клеток и мицелия и в межгифальном пространстве. Кроме того, грибы, выделяя органические кислоты, нейтрализуют отрицательное действие металлов, образуя с ними комплексы (Евдокимова и др., 1991; Трубина, 2007), менее токсичные, чем

сами металлы. Но иногда устойчивость к ТМ связана просто со степенью проницаемости клеточной стенки (Mierle et al., 1976).

Показан ряд процессов удаления ионов металлов из растворов с помощью микроорганизмов. Метод осаждения металлов в виде сульфидов известен давно. Сульфатредуцирующие бактерии образуют сероводород, который осаждает металлы из растворов практически полностью.

### **Снижение концентрации тяжёлых металлов путём связывания внутри клетки**

Проникновение и накопление внутри клетки может происходить за счет повреждения клеточной стенки (Sicko-Goad et al., 1979; Sicko-Goad, 1982). Грибы способны аккумулировать ТМ как на поверхности мицелия, так и в результате проникновения металлов внутрь и химического их взаимодействия с внутриклеточными метаболитами, например полифосфатами. Грибы, выделенные из почв с высоким содержанием ТМ, способны к значительной аккумуляции этих элементов (Евдокимова, 2002). Кроме того, грибная биомасса отличается высокой избирательной способностью при сорбции различных металлических катионов.

У некоторых цианобактерий при загрязнении окружающей среды ТМ наблюдается увеличение внутри клеток количества гликогена и образование полифосфатных гранул, содержащих фосфор, железо, цинк, калий, серу. Захват ТМ полифосфатными гранулами является эффективным механизмом детоксикации, например, цинка. Гранулы могут захватывать ионы и других ТМ, находящихся в избытке в окружающей среде (Andrade et al., 2004).

Глутатион способен играть защитную роль в клетке путем усиленного его биосинтеза при метаболизме организма в загрязненной среде, связывая ТМ. Более того, добавление глутатиона к обработанным токсикантом клеткам устраняет ингибирование роста (Scragg et Bonnet, 2002). Свинец вызывает повышение функции выработки глутатиона, для которого необходим связанный азот, а именно в гетероцистах протекает процесс азотфиксации.

В лабораторных условиях было установлено, что никель, медь и кадмий поглощаются клеточной стенкой меньше, чем самими клетками (Rachlin et al., 1983).

Выявлено, что может наступать адаптация клеток, которая обеспечивается функционированием дозо-зависимого механизма экскреции ионов меди. Ионы меди усиливают экскрецию в среду белков в клетках микроводоросли *Dinobryon sertularia* Teod. (Божков и др., 1996). Учитывая, что у клеток данного вида отсутствует клеточная стенка, можно предположить, что они обладают способностью экскретировать связавшиеся с белками ионы меди в среду, что лежит в основе адаптивного механизма этой водоросли к ТМ. После прекращения действия стресс-фактора медь быстро выводится из клетки, и функциональное состояние приходит в норму. Также доказан факт вывода кадмия из клетки за счет экскреции (Ruchlin et al., 1983).



На основе знаний о механизмах защиты от действия тяжелых металлов становится возможным объяснение процесса биосорбции и использования его в целях биоремедиации (Экология ..., 2004).

Для микроскопических грибов особую роль в связывании ТМ играет хитин и получаемый из него хитозан, поэтому такие препараты можно использовать для извлечения металлов.

Среди наиболее активных колонизаторов пространства с начала XX в. исследователи отмечали *N. commune*. Так, выдающийся российский геоботаник Б. А. Келлер (1926) описал любопытный факт, связанный с размножением *Nostoc commune*, при котором происходит своеобразное почкование целых колоний в виде мелких шариков, достигающих диаметром 1–1,3 мм. Шарики отделяли от себя новые колонии в сторону почвы, где они и зимовали под некоторой защитой между почвенными частицами. Такие же скопления шариков были обнаружены и на следующую весну. Налет цианобактерий был настолько обильен, что при хорошем увлажнении весной и осенью почвенная поверхность только проглядывала сквозь тонкую сетку упомянутого налета. На поверхности полупустынных почв, которые представляются голыми, бурное размножение фототрофных микроорганизмов проявляется как пароксизма жизни, связанная с короткими периодами обильного увлажнения.

Однако распространение *N. commune* характерно не только для степных районов. Фактически данный вид относится к космополитам, обитающим в любом регионе планеты. *N. commune* известен как один из наиболее распространенных представителей почвенных азотфиксирующих цианобактерий. Особенности морфологии и физиологии *N. commune* таковы, что позволяют ему сохраняться и вегетировать в экстремальных условиях среды. Так, непосредственно в природной обстановке в условиях засухи его корочки содержат всего 1,7% воды. Показано, что при обезвоживании у *N. commune* сохраняется вся организация клетки, происходит гелификация цитоплазмы при полном сохранении жизнеспособности (Генкель, 1972). По классификации Э. А. Штиной и М. М. Голлербаха (1969), *N. commune* относится к N-форме, для которой характерны повышенная световыносливость и засухоустойчивость. При этом *N. commune* способен к быстрому набуханию слизи и к удержанию поглощенной воды. Влагоемкость слоевища *N. commune* может достигать 1400% (Большев, 1965). Для структурно-функциональной организации микробных популяций в виде биопленок межклеточный слизистый матрикс рассматривается как элемент структуры колоний, играющий роль интегрирующего компонента в обеспечении жизнеспособности и нормального функционирования популяций, представляющие собой полиморфные многоклеточные системы (Заварзин, 2003; Sutherland, 1996; Azam F. et al., 1990). Предполагают, что химическая природа гелеобразных экстрацеллюлярных полимеров, формирующих чехлы и колониальный матрикс, сходна с межклеточным матриксом животных и, соответственно, аналогична их роли в межклеточном транспорте метаболитов (Баулина, Лобакова, 2003; Dittman et al., 2002; Sutherland, 2002). Гликокаликс (выделяемая цианобактерией слизь) может рассматриваться как иммобилизованная вода в матрице полимера с очень высо-

кой механической плотностью сообщества, соответствующей примерно 1–2% агаризованной среды. Экзополимеры в подобных сообществах удерживают организмы внутри локального пространства и обеспечивают макростабильность по отношению к физическим факторам, обеспечивают макроструктуру сообщества с оптимальными диффузными расстояниями, создают транспортные колодцы для проникновения питательных веществ, связывают питательные вещества, ограничивают проникновение вредных факторов как химической природы, так и мелких хищников – протист. Следовательно, микробное сообщество с доминированием цианобактерий за счет образования экзополимеров создает нечто вроде ткани.

Вероятно, длительный путь эволюции данного организма, связанный с выживанием в предельно жестких условиях природных экотопов, позволил ностоку пластично ассимилироваться и в ксеноценозы, под которыми в данном случае мы понимаем экосистемы с повышенной концентрацией поллютантов, лежащей за пределами ПДК.

Так, например, показано, что *N. commune* способен расти и развиваться при дозах нефти до 10% от массы почвы. Концентрация нефти от 1 до 4% не подавляет рост пленок на поверхности, усиливает интенсивность спорообразования. Частичное изменение морфометрических параметров, подавление роста колоний и образование обильной слизи отмечено при дозах 8 и 10% (Киреева и др., 2003).

Во многом уникальные экологические особенности *N. commune* обусловлены его способностью становиться эдификатором многовидовых альго-цианобактериальных ценозов с богатым спектром гетеротрофных спутников (Закирова, Дубовик, 2006; Закирова и др., 2006). Однако детальное изучение структурированности автотрофного блока цианобактериальных матов проведено только в отношении водных цианобактериальных биопленок (Заварзин, 1995). Хотя в условиях прогрессирующего загрязнения почвы именно природные наземные пленки *N. commune* могут сыграть роль биофильтров – поглотителей поллютантов.

В наших опытах было проведено изучение действия различных токсикантов на отдельные виды ЦБ, доминирующие в урбаноземах, и биопленки с доминированием различных групп ЦБ, которые развиваются на поверхности почв урбанизированных территорий.

Первую серию опытов проводили с природными биопленками *Nostoc commune Vauch.*, отобранными возле шоссеной дороги.

### **Изменение хода сукцессии в биопленке *N. commune* под влиянием поллютантов**

Опыты по изучению действия поллютантов на сапротрофный и гетеротрофный блок биопленок *N. commune* проводили в двух модификациях. В 1-й серии опытов в качестве токсикантов были выбраны: тяжелый металл – свинец (Pb), который является одним из наиболее распространенных техногенных загрязнителей биосферы, мышьяк (As) и метилфосфоновая кислота (МФК), кото-

рая является конечным продуктом гидролиза фосфорсодержащих отравляющих веществ и может поступить в окружающую среду при функционировании объектов по уничтожению химического оружия. При изучении влияния мышьяка на сапротрофный блок хлористый мышьяк (As) в концентрациях 0,01 и 0,001% добавляли в питательную среду. Влияние свинца (Pb) на групповой состав биопленок выявляли в опытах с жидкой безазотистой средой Громова № 6, в которую был добавлен свинец в виде ацетата в концентрациях 1, 2 и 8 ммоль/л.

Опыты по влиянию МФК на биопленки были проведены с использованием стерильного промытого речного песка, помещенного в чашки Петри (30 г). В каждую чашку помещали по 0,5 г воздушно сухих пленок *N. commune*. В контрольном варианте в чашки вносили дистиллированную воду. В опытных вариантах – МФК в концентрациях  $10^{-4}$  и  $10^{-3}$  моль/л. Через 4 месяца после постановки опыта изучали качественный и количественный состав фототрофных разрастаний, которые развились на поверхности песка вследствие миграции микроорганизмов из биопленок.

Флористический анализ природных биопленок выявил 23 вида цианобактерий и водорослей, входящих в фототрофный блок природный биопленок *N. commune*, в том числе 14 видов цианобактерий (ЦБ), 7 видов зеленых водорослей и 2 вида – желтозеленых (табл. 68).

Таблица 68

**Видовой состав фототрофов биопленок *N. commune***

Группы фототрофов	Виды
Азотфиксирующие гетероцистные (ГЦ) цианобактерии	1. <i>Nostoc commune</i> 2. <i>Nostoc punctiforme</i> 3. <i>Tolypothrix tenuis</i> 4. <i>Calothrix elenkinii</i> 5. <i>Microchaete tenera</i>
Безгетероцистные (БГЦ) цианобактерии	6. <i>Phormidium autumnale</i> 7. <i>Ph. boryanum</i> 8. <i>Ph. formosum</i> 9. <i>Leptolyngbya frigidum</i> 10. <i>L. fragilis</i> 11. <i>l. foveolarum</i> 12. <i>L. angustissima</i> 13. <i>Trichonema granulata</i> 14. <i>Oscillatoria sp.</i>
Одноклеточные зеленые водоросли	15. <i>Clorella vulgaris</i> 16. <i>Chlamydomonas gloeogama</i> 17. <i>Clorococcum sp.</i> 18. <i>Coenocystis planctonica</i>
Нитчатые зеленые водоросли	19. <i>Stichococcus bacillaris</i> 20. <i>Klebsormidium flaccidum</i> 21. <i>Kleb. rivulare</i>
Желтозеленые водоросли	22. <i>Characiopsis minima</i> 23. <i>Eustigmatos magna</i>

Аналогичные исследования, проведенные в Республике Башкортостан (Закирова и др., 2006)., выявили до 27 видов фототрофов в биопленках *N. commune*. Общими были следующие: *Phormidium autumnale*, *Clorella vulgaris*, *Chlamydomonas gloegama*, *Eustigmatos magna*. Кардинальные различия заключаются в отсутствии в степных биопленках других азотфиксирующих ЦБ, помимо *N. commune*. В то же время в изученных нами биопленках не обнаружены диатомовые водоросли и гораздо беднее представительство зеленых водорослей. Хотя общее видовое обилие близко в обоих случаях (23 и 27 видов фототрофов), в степных пленках доминируют представители Chlorophyta – 13 видов, структурированность биопленок умеренной зоны определяется цианобактериями – 14 видов.

Результаты по численности фототрофных и сапротрофных микроорганизмов в персчете на 1 г воздушно-сухих корочек *N. commune* представлены на рис. 29 и 30.

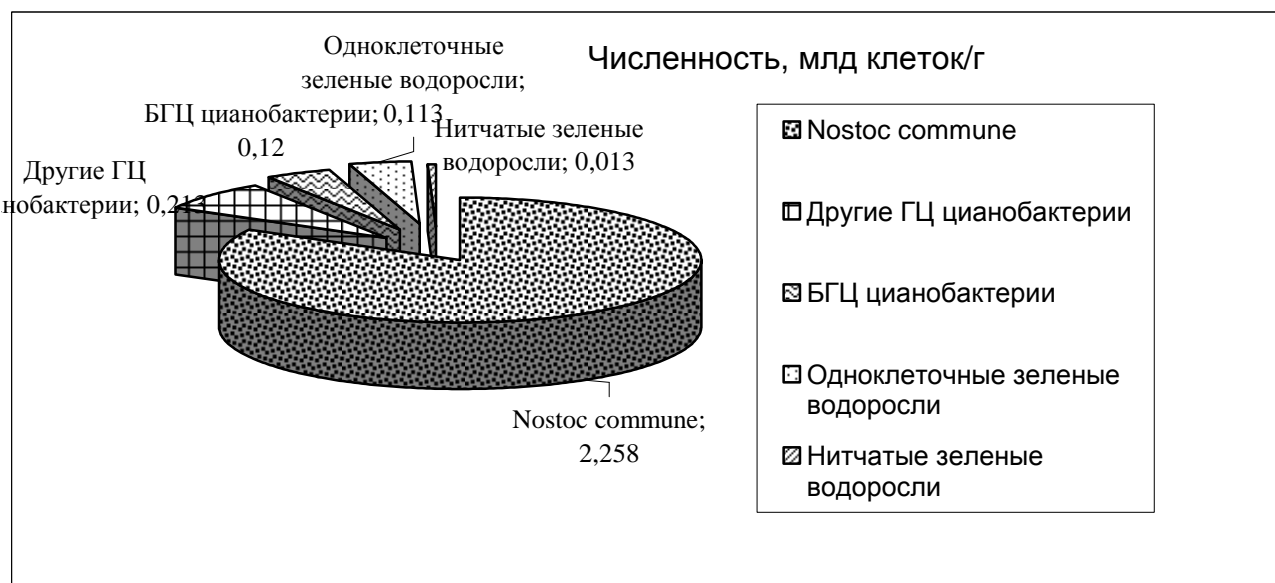


Рис. 25. Групповой состав фототрофного комплекса *Nostoc commune*

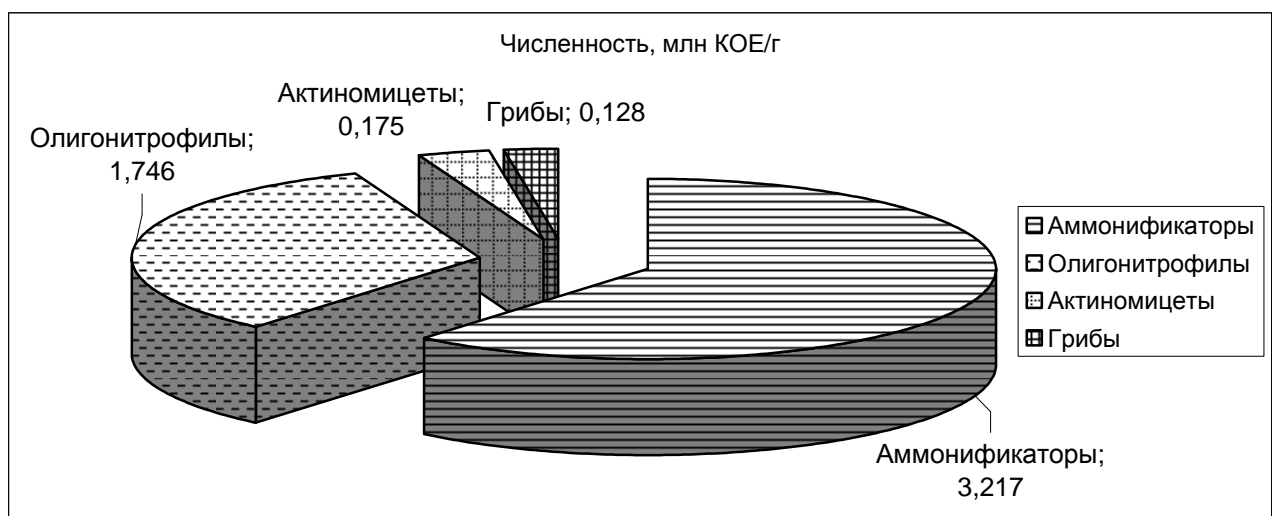


Рис. 26. Групповой состав сапротрофного комплекса *Nostoc commune*

Как видно из рис. 29, суммарная численность клеток ЦБ и водорослей в пленке составляет около 3 млрд на 1 г. При этом на долю эдификатора *N. commune* приходится свыше 80% численности популяций фототрофов. Вклад водорослей невелик – 4,63%. Обильна сапротрофная микрофлора (свыше 5 млн КОЕ/г). Хотя грибы имеют минимальную численность (по результатам количественного учета методом посева на питательные среды), суммарная длина их мицелия составляет 2000 м/г и, следовательно, можно говорить об их существенном вкладе в формирование ностокового ценоза, приобретающего в данном случае структуру лишайниковоподобной «псевдоткани». Среди микромицетов, входящих в состав биопленки, доминируют представители родов *Trichoderma*, *Fusarium*, *Penicillium*, *Aspergillus*.

Агрегация клеток в подобной псевдоткани чрезвычайно прочна. Её разрушение возможно только при использовании гомогенизатора, иные методы разрушения пленок «цветения» (например, широко применяемое растирание в ступке) для биопленок *N. commune* оказываются неприемлемыми. Результаты качественного и количественного анализа показывают, что в данном случае мы имеем дело с особой формой сожительства организмов различной систематической принадлежности, в котором, наряду с метаболическим, обеспечен чрезвычайно высокий уровень физических контактов особей, имеющих прямую аналогию с водными цианобактериальными матами. Представляя в сухом виде сморщенные буровато-коричневые корочки, увлажненные ностоковые ценозы превращаются в биопленки разнообразных оттенков зеленого цвета, в которых, в зависимости от наличия в окружающей среде различных соединений, может происходить заметное изменение состава как сапротрофного, так и автотрофного блоков (рис. 31, табл. 69).

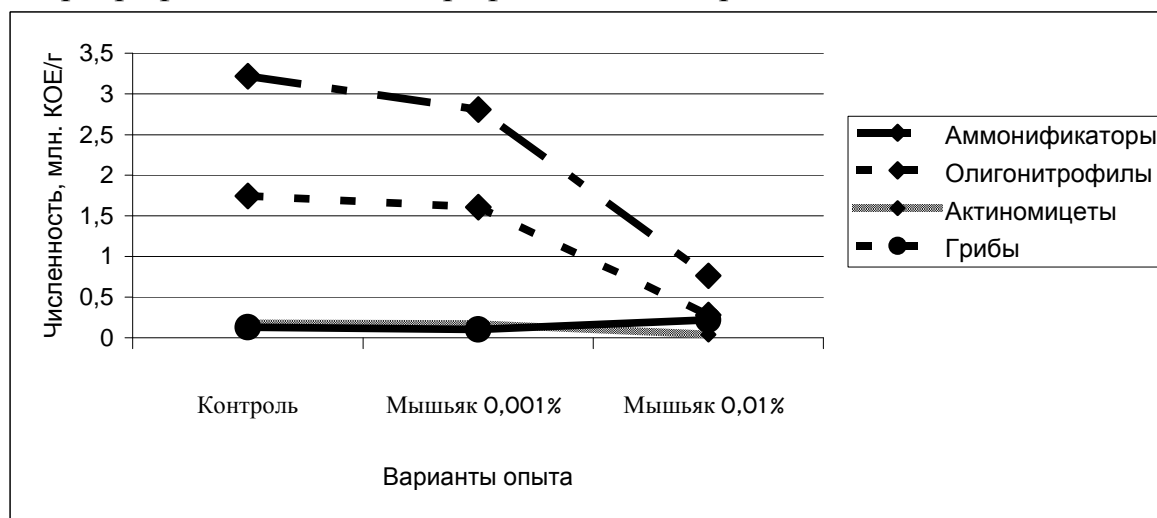


Рис. 31. Изменения состава сапротрофного комплекса *Nostoc commune* под действием мышьяка

Среди сапротрофов наиболее устойчивыми являются микромицеты. Их численность практически не меняется под влиянием мышьяка, тогда как происходит существенное понижение численности бактерий. Именно грибы остаются формообразующей структурой и при действии свинца. Так, его возрастающие концентрации с 1 до 8 ммоль/л постепенно выбивают из ностокового ценоза

водоросли и ЦБ вплоть до полного их исчезновения при 8 ммоль/л. Визуально, при просмотре колб с биопленками явственно заметно их постепенное обесцвечивание от синевато-зеленых в контроле до белесых с отдельными зелеными вкраплениями при 2 ммоль/л и полностью бесцветных медузоподобных образований при 8 ммоль/л Pb. Микроскопирование этих структур выявляет стерильный, в основном, меланизированный мицелий грибов. Среди наиболее устойчивых фототрофов отмечены только ЦБ *Nostoc sp.*, *Tolypothrix tenuis*, *Phormidium boreanum* и *Leptolyngbya foveolarum*.

Таблица 69

**Изменение видового состава фототрофов биопленок *Nostoc commune* под влиянием свинца**

Концентрация свинца (ммоль/л)	Количество видов фототрофов
0	23
1	6
2	3
8	0

На морфологическом уровне деструктивное действие Pb проявляется в сокращении числа трихомов, в более активном продуцировании клетками рыхлой слизи. Чехлы ЦБ становятся более толстыми с неровными краями.

Характер действия такого токсиканта, как МФК, носит иной характер, чем Pb. Визуальный просмотр чашек Петри показывает, что на поверхности песка появились поверхностные разрастания, имеющие различную площадь покрытия. МФК в данном случае выступила как стимулятор экспансии фототрофов из пленок *N. commune*. Так, в контроле этот показатель достигает 25%, а при действии МФК – 75–80%. Прямой микроскопический учет численности популяций фототрофов, входящих в состав поверхностных разрастаний вследствие миграции из биопленок *N. commune*, показал существенные различия в плотности и составе фототрофных микробных комплексов (табл. 70, 71).

Таблица 70

**Влияние МФК на численность фототрофов в поверхностных разрастаниях при миграции из биопленок *Nostoc commune* (млн клеток/см<sup>2</sup>)**

Концентрация МФК, моль/л	Водоросли	<i>N. commune</i>	Другие ГЦ ЦБ*	БГЦ ЦБ**	Всего
0	0,30±0,037	5,9±0,144	0,80±0,019	0,63±0,015	7,63
10 <sup>-4</sup>	0,44±0,072	7,6±1,190	4,70±0,580	21,0±1,740	33,74
10 <sup>-3</sup>	0,37±0,04	0,07±0,010	5,33±0,980	38,67±4,160	44,44

Примечание: \* – гетероцистные цианобактерии; \*\* – безгетероцистные цианобактерии.

Внесение МФК в субстрат привело к активизации размножения ЦБ, практически не повлияв на активность микроводорослей. Численность фототрофов в сообществах на загрязненном песке в 4,4–5,8 раз выше, чем в контрольном варианте. При этом поведение разных групп ЦБ различно. Слабая концентрация МФК незначительно стимулирует размножение главного доминанта природной пленки – *N. commune* – и угнетает его при повышенной дозе МФК. В то

же время остальные группы ЦБ стремительно размножаются при любых концентрациях МФК (табл. 71).

Таблица 71

**Изменение структуры поверхностных фототрофных микробных комплексов под влиянием МФК**

Концентрация МФК, моль/л	Структура популяций, %		
	Прокариоты / Эукариоты	БГЦ / ГЦ	N. commune / другие ЦБ
0	96,10/3,90	8,6/91,4	77,3/22,7
10 <sup>-4</sup>	98,69/1,31	63,1/26,9	22,8/77,2
10 <sup>-3</sup>	99,17/0,83	87,75/12,25	0,16/99,84

Примечание. Условные обозначения: бгц – безгетероцистные цианобактерии, гц – гетероцистные цианобактерии, цб – цианобактерии.

Как видно из результатов, приведенных в табл. 71, под влиянием возрастающих концентраций МФК происходит практически линейное возрастание в структуре популяций доли прокариотных фототрофов, резкое увеличение вклада безгетероцистных цианобактерий (как показывает флористический анализ, в первую очередь за счет видов р. *Phormidium*) и прогрессирующее снижение роли *N. commune*.

Возможно, решающая роль в этом процессе принадлежит сапротрофным бактериям-спутникам, способным к гидролитическому разложению МФК. Выявлен ряд микроорганизмов, которые гидролизуют связь С-Р (Петров и др., 1995; Харечко и др., 1995). Некоторые микроорганизмы используют метилфосфонаты в качестве единственного источника фосфора. В лабораторных опытах выявлено, что бактерии *Bacillus sp.* и *Pseudomonas sp.* вызывают биодеградацию фосфорорганических загрязняющих веществ (Кононова, Несмеянова, 2002). Вследствие этого среда обогащается минеральными фосфатами. Известно, что именно наличие минерального фосфора, в первую очередь, необходимо для развития ЦБ. А среди бактерий-спутников, населяющих биопленки *N. commune*, доминантами как раз и являются представители вышеназванных родов (выявлено нами по результатам посева на среду МПА).

Существенный вклад в формирование пленок «цветения» вносят микромицеты (табл. 72).

Таблица 72

**Изменение структуры популяций микромицетов под влиянием МФК**

Концентрация МФК, моль/л	Длина мицелия, м/см <sup>2</sup>	Численность спор, млн клеток/см <sup>2</sup>	Удельная продукция спор*, тыс./м
0	214,4±4,5	5,47±60,0	25,5
10 <sup>-4</sup>	384,0±35,4	36,4±4,3	95,2
10 <sup>-3</sup>	187,8±15,7	26,0±3,5	138,4

Примечание: \* – численность спор, образованных на 1 м мицелия.

Суммарная длина мицелия колеблется от 187 до 384 м на 1 см<sup>2</sup> поверхности пленки «цветения», т. е. разница по вариантам не столь существенна, как в

изменении численности цианобактерий. Однако количество образованных спор и особенно показатель удельной продукции спор свидетельствуют о том, что увеличение концентрации МФК стимулирует процесс спорообразования и, следовательно, возрастание потенциальных возможностей микромицетов к освоению и заселению загрязненных субстратов.

Также была проведена серия опытов с биопленками *Nostoc commune*, в ходе которых изучали изменение процессов восстановительной сукцессии, связанной с действием поллютантов, наиболее обычных для урбоэкосистем.

При постановке опытов в стерильные чашки Петри вносили навески прокалённого речного песка по 40 г и увлажняли до 60% дистиллированной водой в контроле и растворами поллютантов – в остальных вариантах. В качестве поллютантов были выбраны следующие соединения: пирофосфат натрия (ПФН), который может оказаться в почве в аварийных ситуациях при детоксикации фосфорсодержащих отравляющих веществ, а также соли ТМ, бензин и NaCl, являющиеся основными загрязнителями городских почв. Для ПФН использовали концентрации 0,01 и 0,4 г/л. Измельчённые плёнки общей массой 0,5 г размещали на поверхности песка. Для ТМ, взятых в виде солей CuSO<sub>4</sub>, Pb(CH<sub>3</sub>COO)<sub>2</sub>, Zn(CH<sub>3</sub>COO)<sub>2</sub>, концентрация рассчитывалась, исходя из 5 ПДК для почвы, бензин и NaCl вносили в дозе, соответствующей 5% от массы песка. Сухие, растёртые в ступке, биоплёнки массой 0,25 г смешивали со всей массой песка. На выровненную поверхность песка в каждую чашку раскладывали по 7 покровных стёкол. Опыты были заложены в 3-кратной повторности. Опыт снимали через 2,5 месяца после его закладки при появлении заметных налётов на поверхности песка. Видовое определение альгофлоры, а также количественный учёт альго- и микофлоры вели прямым микроскопическим методом. Наблюдения за ходом аутогенных сукцессий альгоценозов, развивающихся из природных биоплёнок, проводили через 3 и 5,5 месяцев после постановки опыта.

Визуальное определение площади «цветения» и подсчёт материнских колоний, которые развились на старых биоплёнках, показали, что под влиянием ПФН интенсивность «цветения» несколько снижена (табл. 73).

Таблица 73

**Влияние пирофосфата натрия на интенсивность «цветения» песка**

Вариант	Площадь «цветения»%	Количество дочерних колоний
Контроль	80	40
ПФН 0,01 г/л	60	40
ПФН 0,4 г/л	40	15

Прямое микроскопическое изучение поверхностных разрастаний показало, что эффект воздействия ПФН определяется его концентрацией: малая доза (0,01 г/л) стимулирует размножение фототрофов, в первую очередь, безгетероцистные формы ЦБ, а при большой (0,4 г/л) – практически не меняется плотность клеток фототрофов по сравнению с контролем (табл. 74), хотя общее количество сохраняется за счёт перераспределения плотности клеток различных группировок.



**Влияние пирофосфата натрия на численность популяций фототрофов  
(тыс. кл./см<sup>2</sup>)**

Вариант	Водоросли	Цианобактерии		Всего фототрофов
		БГЦ	ГЦ	
Контроль	65,5	3567,5	2949,7	6942,7
ПФН 0,01 г/л	297,9	9390,0	6833,0	16520,9
ПФН 0,4 г/л	92,5	4375,0	684,7	5159,2

Примечание: бгц – безгетероцистные формы ЦБ; гц – гетероцистные формы ЦБ.

Избирательность стимулирующего эффекта ПФН особенно очевидна при рассмотрении структуры фототрофных сообществ (табл. 75). Наиболее чувствительными к данному соединению оказываются гетероцистные ЦБ, их вклад в структуру сообщества падает с 48% в контроле до 13% в варианте с ПФН 0,4 г/л. В то же время все группы фототрофов, особенно ЦБ, начинают стремительно размножаться при внесении в песок дополнительного количества фосфора в виде ПФН в концентрации 0,01 г/л (табл. 74).

**Влияние пирофосфата натрия на структуру фототрофных сообществ (%)**

Вариант	Водоросли	Цианобактерии	
		БГЦ	ГЦ
Контроль	0,94	51,38	47,68
ПФН 0,01 г/л	0,18	56,83	42,99
ПФН 0,4 г/л	1,79	84,80	13,41

Подобный выход на лидирующие позиции безгетероцистных ЦБ при загрязнении почвы неоднократно отмечался нами ранее для природных почвенных альгоценозов (Домрачева, 2005).

Под влиянием ПФН меняются также количественные и структурные показатели популяций микромицетов (табл. 76).

**Влияние пирофосфата натрия  
на микокомплексы поверхностных разрастаний**

Вариант	Длина мицелия, м/см <sup>2</sup>	Доля мицелия, %	
		окрашенного	бесцветного
Контроль	41,2	19,4	80,6
ПФН 0,01 г/л	67,6	65,8	44,2
ПФН 0,4 г/л	122,0	77,1	22,9

В отличие от популяций фототрофов, интенсивность развития микромицетов возрастает по мере увеличения концентрации ПФН с одновременным усилением вклада грибов с темноокрашенным (меланизированным) мицелием, что однозначно указывает на загрязнение среды.

Таким образом, пирофосфат натрия выступает как регулятор структуры и плотности популяций фототрофов и микромицетов с акцентированием развития безгетероцистных цианобактерий и темноокрашенных форм микромицетов.

Другие испытуемые соединения являются токсикантами по отношению к фототрофам, угнетая развитие как водорослей, так и ЦБ (табл. 77). По отношению к водорослям в первый срок наблюдений наиболее токсичны цинк, медь, хлорид натрия. Полное угнетение ЦБ происходит под влиянием цинка и NaCl, также для них ядовит свинец, в меньшей степени ЦБ чувствительны к бензину и меди.

Таблица 77

**Влияние поллютантов на структуру альго-микологических сообществ  
(время экспозиции – 3 месяца, матричная основа – биоплёнки  
с доминированием *N. commune*)**

Вариант	Фототрофы, клеток/см <sup>2</sup>		Длина мицелия, мм/см <sup>2</sup>		
	водоросли	цианобактерии	окрашенного	бесцветного	суммарного
Контроль	200	486425	10,1	7,5	17,6
Бензин	208	825	23,7	2,4	26,1
Свинец	156	40	4,0	2,4	6,4
Медь	0	0	4,0	8,9	12,9
Цинк	0	0	16,4	1,2	17,6
Хлорид натрия	0	0	2,1	0,9	3,0

Грибы не столь чувствительны, как фототрофы, а такой поллютант, как бензин, даже стимулирует размножение микромицетов с окрашенным мицелием. В целом наиболее угнетающее действие на протекание сукцессии в альго-микологическом комплексе оказывает NaCl. Вероятно, это обусловлено высокой осмотической активностью данного соединения. По литературным данным известно, что происходит ингибирование роста ЦБ в условиях возрастания концентрации NaCl и полное прекращение роста при 150 мМ. Ингибирование роста происходит параллельно с ингибированием ацетиленредукции. Следовательно, при солевом стрессе, в первую очередь, нарушается азотфиксация (Page-Sharp et al., 1997). Ингибирование нитрогеназы удается предотвратить добавлением водорода. В ответ на солевой стресс клетки синтезируют такие запасные вещества, как цианофицин и гликоген, а также осмопротекторные соединения сахарозу и трегалозу.

Манипулируя с поллютантами, мы установили интересный факт, связанный со специфическим действием цинка. В этом варианте обнаружено массовое размножение дрожжей, при котором их численность достигала свыше 3000 клеток/см<sup>2</sup>. Чрезвычайно разнообразной оказалась микроморфология этих клеток. Так, выявлены разные способы их вегетативного размножения: биполярное и многостороннее почкование, множественное почкование, энтеробластическое почкование, образование псевдомицелия и его фрагментация. Несомненно, требуются дополнительные исследования по установлению особой роли цинка в провокационном размножении дрожжей, входящих в состав изучаемых биоплёнок, тем более что при посеве на стандартные питательные среды дрожжи

не были обнаружены, как и на стёклах обрастания в вариантах с внесением других поллютантов. Ранее отмечалась, что цинк усиливает образование у дрожжей ферментов синтеза цитохрома и цитохромоксидазы, будучи добавлен в количествах, в 1000 раз превышающих оптимальные для его роста. Кроме того, цинк сильно влияет на образование пигментов грибами, например, меланина (Беккер, 1963).

Через 5,5 месяца в структуре альго-микологических комплексов произошли существенные изменения (табл. 78). Полное ингибирование наземного развития микроорганизмов по-прежнему вызывал NaCl. Продолжалось стремительное размножение дрожжей в варианте с цинком, численность которых достигла 16000 клеток/см<sup>2</sup>. В целом в ходе сукцессии происходит возрастание обилия особей в поверхностных разрастаниях, что свидетельствует о снижении токсичности поллютантов в замкнутой системе.

Таблица 78

**Влияние поллютантов на структуру альго-микологических сообществ (время экспозиции – 5,5 месяца)**

Вариант	Фототрофы, клеток/см <sup>2</sup>		Длина мицелия, мм/см <sup>2</sup>		
	водоросли	цианобактерии	бесцветного	окрашенного	суммарного
Контроль	23325	13855000	59,0	9,0	68,0
Бензин	7325	190000	10,6	52,8	63,4
Свинец	8150	1411750	7,0	31,0	38,0
Медь	58	282	10,0	12,0	22,0
Цинк	17	0	0,4	918,0	918,4
NaCl	0	0	0	0	0

Изменение структуры альго-микологических сообществ под влиянием различных загрязняющих веществ проявляется не только на уровне количественных показателей (численность клеток фототрофов и длина мицелия микромицетов), но и в изменении соотношения водорослей и ЦБ, а также в перераспределении доли популяций микромицетов с бесцветным и окрашенным мицелием (табл. 79). В контроле в количественном плане наблюдается преобладание ЦБ над водорослями, такое же, как в материнской биоплёнке, а также наибольший вклад бесцветных микромицетов в структуру популяций.

Таблица 79

**Изменение структуры поверхностных микробных комплексов под влиянием поллютантов (%)**

Вариант	Фототрофы		Мицелий микромицетов	
	водоросли	цианобактерии	бесцветный	окрашенный
Контроль	0,17	99,83	86,8	13,2
Бензин	3,85	96,15	1,6	98,4
Свинец	5,75	94,25	18,4	81,6
Медь	16,91	83,09	45,4	54,6
Цинк	100	0	0,1	99,1

Под влиянием токсикантов увеличивается вклад эукариотных водорослей в формирование альгоценозов, не существенный в случае бензина и свинца, более

ощутимый под влиянием меди. И снова можно вычлениить особую роль цинка – полное торможение развития ЦБ. Среди наиболее устойчивых видов фототрофов выделены и водоросли, и ЦБ. Среди ЦБ в вариантах с внесением поллютантов в массу развиваются *Phormidium formosum*, *Phormidium boryanum*, *Phormidium uncinatum*, *Leptolyngbya foveolarum*, доминантами среди зелёных водорослей являются *Chlorella vulgaris*, *Bractecoccus minor*, *Stichococcus shodatii*.

Реакция микромицетов на внесение поллютантов заключается в резком увеличении в структуре комплексов микромицетов вклада грибов с меланизированным мицелием, вплоть до 98% (бензин) – 99,1% (цинк).

Таким образом, установлено, что из единого первоначального пула клеток биоплёнок *N. commune* под влиянием увлажнения субстратов и применяемых поллютантов возникают сообщества, резко различающиеся по плотности популяций фототрофов и интенсивности развития грибного мицелия. Меняется структура популяций микромицетов: и пирофосфат натрия (ПФН), и другие поллютанты способствуют преимущественному развитию грибов с окрашенным мицелием.

Действие поллютантов на фототрофный блок, в первую очередь, проявляется в перераспределении группировок ЦБ и выходе на доминирующие позиции их безгетероцистных форм.

Отмечена специфичность действия цинка, связанная с массовым размножением дрожжей и ингибированием развития ЦБ.

Выявлены виды фототрофов, устойчивые к действию поллютантов, которые могут быть основой для получения биоремедиационных препаратов.

Следовательно, наземные природные альго-цианобактериальные биоплёнки служат источником многовариантных путей протекания аутогенных сукцессий, вызванных антропогенными факторами. Под влиянием поллютантов из однородного первоначального пула клеток развиваются сообщества, резко различающиеся по структуре, плотности, доминирующим группировкам.

### **Влияние поллютантов на фототрофные микробные комплексы урбаноземов**

В следующей серии опытов изучалось действие поллютантов на развитие микробных комплексов урбаноземов. Для закладки опыта почву отобрали летом 2011 г. с территории Александровского сада г. Кирова, который существует с 1825 г., и его почва не подвергалась каким-либо искусственным вмешательствам, кроме посадки растений и аэротехногенного загрязнения. Опыт состоял из двух серий: почва с внесением бензина и ЦБ и с внесением бензина, но без внесения ЦБ. Количество клеток в 1 грамме почвы составило  $8,13 \cdot 10^5$ . Загрязняли почву бензином марки А-92 в количестве 2000 мг/кг и 10 000 мг/кг. Доза для внесения выбрана в соответствии с ранжированием почв по степени загрязнённости (Экологический мониторинг ..., 2007). Отобранная почва относится к допустимому уровню по содержанию НП, при внесении 2000 мг/кг почва по уровню загрязнения переходит на третий уровень (низкий), при добавлении 10000 мг/кг загрязнение уже очень высокое. Контролем была почва без добавления бензина. Тщательно перемешанные с вносимыми компонентами образцы раскладывали слоем 5 см в специальные сосу-

ды. Пробы для определения остаточного содержания нефтепродуктов отбирали через 1, 7 и 51 суток после внесения. Время выбрано произвольно. Для анализа использовали два метода: ИК-спектроскопии и флуориметрии. Для определения содержания НП универсального метода пока нет, каждый из них характеризует специфику с определенной стороны, поэтому при анализе содержания НП целесообразно использовать комплексный подход. Измерения проводили на приборах «Флюорат 02-3М» и «КН-2М» (Методика измерения..., 1998; Методика выполнения, ... 1998).

Значения содержания НП, определенные методом ИК-спектроскопии, отражены на рис. 32.

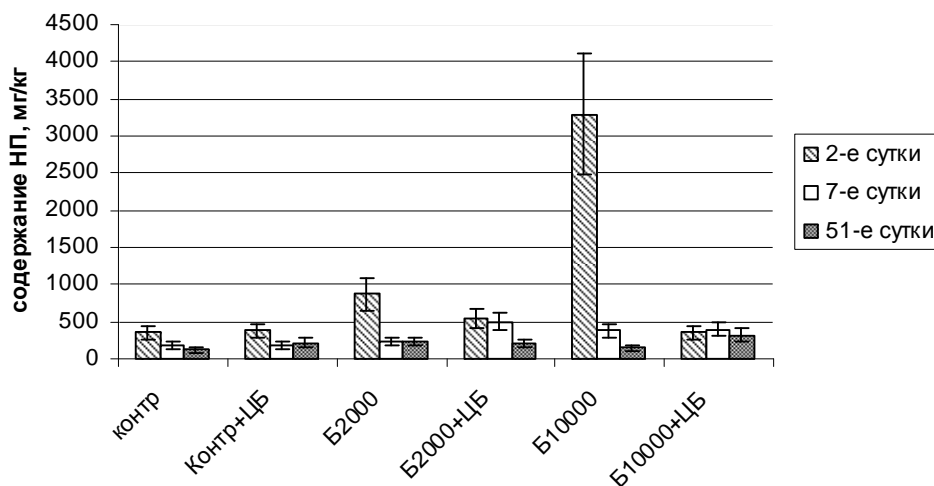


Рис. 32. Значения содержания НП, определенные методом ИК-спектроскопии. Контроль (почва); контр. + ЦБ (почва + цианобактерии); Б2000 (почва + 2000 мг/кг бензина); Б2000 + ЦБ (почва + 2000 мг/кг бензина + цианобактерии); Б10 000 (почва + 10 000 мг/кг бензина); Б10 000 + ЦБ (почва + 10 000 мг/кг бензина + цианобактерии)

Значения содержания НП, определенные методом флуориметрии, отражены на рис. 33.

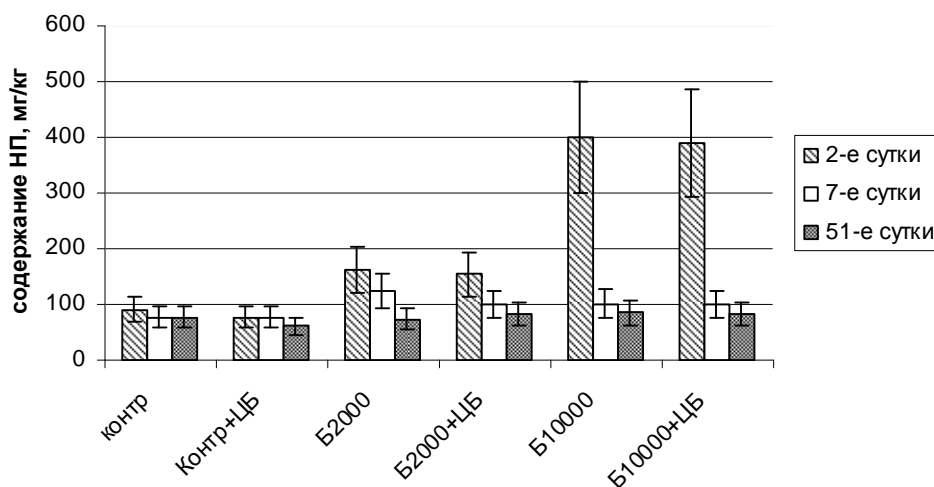


Рис. 33. Значения содержания НП, определенные методом флуориметрии. Контроль (почва); контр. + ЦБ (почва + цианобактерии); Б2000 (почва + 2000 мг/кг бензина); Б2000 + ЦБ (почва + 2000 мг/кг бензина + цианобактерии); Б10 000 (почва + 10 000 мг/кг бензина); Б10 000 + ЦБ (почва + 10 000 мг/кг бензина + цианобактерии)

Содержание НП в пробах почв значительно уменьшается в течение первых суток (в 10–20 раз, определяемых методом флуориметрии, и 2–20 раз – методом ИК-спектроскопии). При этом значительно снижается количество алифатических фракций в вариантах с внесением ЦБ (в 4 раза при дозе внесения 2000 и в 20 раз – при дозе внесения 10 000 мг/кг). В дальнейшем такого сильного изменения содержания НП в пробах почв не происходит. К концу опыта содержание НП во всех вариантах приближается к контролю. Интересен тот факт, что в пробах с внесением бензина через сутки появляются ароматические углеводороды. Чем больше доза внесения НП, тем выше содержание ароматических соединений в почве. Причиной появления «ароматики» в почве могут быть процессы, происходящие в почве с НП независимо от внесённых организмов, либо внесение ее с бензином.

Итак, при внесении ЦБ *Nostoc paludosum* количество НП уменьшается в первые дни за счет влияния ЦБ или её спутников на легкие фракции бензина марки А-92. Факт разложения нефти и нефтепродуктов углеводородокисляющими бактериями-спутниками ЦБ неоднократно отмечался ранее (Киреева и др., 2007). В почве после загрязнения появляются фракции, содержащие ароматические углеводороды, но их появление не зависит от внесённых *N. paludosum*. Образующаяся «ароматика» быстро разрушается, и от неё не остаётся в почве заметных количеств. По содержанию НП за время проведения опыта почва приближается к состоянию контроля.

Действие поллютантов на физиолого-биохимические процессы микроорганизмов изучали в опытах с чистыми культурами различных видов ЦБ и природными биопленками безгетероцистных ЦБ.

### **Действие поллютантов на физиолого-биохимические процессы микроорганизмов**

При стрессовых воздействиях на фототрофные микроорганизмы (водоросли и ЦБ) наблюдаются реакции антиоксидантных систем, сопровождающиеся существенными внутриклеточными перестройками. При этом могут вздуваться тилакоиды водорослей, может происходить их внедрение в пиреноид, начинают аккумулироваться липидные глобулы, возрастает объём крахмальных зёрен, дезинтегрируются кристы митохондрий, полости диктиосом аппарата Гольджи становятся рыхлыми и набухшими. Существенно увеличивается содержание веществ, реагирующих с тиобарбитуровой кислотой и  $H_2O_2$ . Сначала увеличиваются, а затем снижаются уровни микоспориноподобных аминокислот. Содержание каротиноидов не меняется, а содержание хлорофилла а сначала увеличивается, а затем резко снижается. Содержание аскорбата и глутатиона существенно возрастает. Изменяется активность ферментов: пероксидазы – увеличивается, супероксиддимутазы – уменьшается, каталазы – слабо варьирует (Tian Jiuan, Yu Jun, 2009). Исследования каталазной активности водных форм различных видов зелёных водорослей и ЦБ отмечают, что значительные отличия этого показателя у разных фототрофов свидетельствуют о неодинаковой антиоксидантной

защите исследованных организмов (Медведь, Горбунова, 2006). Авторы предполагают, что это может быть одним из факторов, регулирующих состав альгосообщества при усилении антропогенного загрязнения среды.

Цианобактерии рода *Nostoc* постоянно присутствуют в почвенных и водных экосистемах и часто становятся эдификаторами фототрофных микробных ценозов. Массовое развитие ностоков в природе, сравнительная легкость выделения в чистую культуру делают их привлекательным объектом в исследованиях, связанных с биомониторингом антропогенно загрязненных сред. В частности, достаточно подробно изучен механизм адаптации данных организмов к ТМ и нефти (Гапочка, 1999; Шнюкова, 2005; Бреховских, 2006; Сопрунова, 2006; и др.). Особенно большой интерес вызывает возможность использования ЦБ этого рода в качестве организмов-индикаторов и тест-организмов на определенные виды загрязнения окружающей среды. Более того, разрабатываются приемы биоремедиации загрязненных сред с помощью ЦБ. В частности, биопленки *Nostoc muscorum* испытаны в качестве биосорбента для удаления из водных растворов ионов меди и кадмия (Prasad, Pandey, 2000).

Нами было изучено влияние различных токсикантов на жизнеспособность, каталазную активность и перекисное окисление липидов трех видов почвенных ЦБ.

Исследования проводили на альгологически чистых культурах ЦБ из коллекции фототрофных микроорганизмов кафедры ботаники, физиологии растений и микробиологии им. Э. А. Штиной Вятской ГСХА: *Nostoc paludosum* Kütz. № 18, *N. linckia* (Roth.) Born. et Flah. №271 и *N. muscorum* (Ag.) № 13. Инокулят ЦБ был помещен в конические колбы объемом 0,5 литра в питательную среду Громова № 6 без азота. Выращивание ЦБ в течение 8 недель проводили при температуре 22–25 °С и 12-часовом освещении. За этот период популяции ЦБ достигают экспоненциальной фазы и находятся в наиболее активном состоянии с плотностью клеток в пределах 25–30 млн в 1 мл. Затем в накопительные культуры ностоков вносили изучаемые токсиканты. Характер их действия определяли через 7 суток.

Жизнеспособность клеток определяли по активности дегидрогеназы тетразолюно-топографическим методом (Домрачева и др., 2008). Для этого гомогенизированную культуру ЦБ после отмывания водой выдерживали в 0,075% растворе трифенилтетразолий хлорида (ТТХ) 3 часа. За этот период бесцветный ТТХ, акцептируя мобилизованный дегидрогеназой водород, превращается в 2,3,5-трифенилформаза, имеющий красную или малиновую окраску. Чтобы определить соотношение жизнеспособных и неживых клеток в культуре, готовили мазки на предметных стеклах (по 9 мазков на каждый вариант опыта) и с помощью иммерсионного микроскопа просчитывали не менее 500 клеток на каждом мазке. При количественном учете дифференцировали клетки с ярко-красными кристаллами формаза внутри (считая их жизнеспособными с выраженной дегидрогеназной активностью) и клетки без кристаллов (считая их неактивными и нежизнеспособными).

Активность каталазы определяли газометрическим методом (Хазиев, 2005) в нашей модификации для ЦБ.

Интенсивность перекисного окисления липидов (ПОЛ) в культурах ЦБ анализировали по цветной реакции тиобарбитуровой кислоты с малоновым диальдегидом (МДА), образующимся в процессе ПОЛ. За основу была взята методика определения ПОЛ в растительных тканях (Лукаткин, 2002) в нашей модификации. Для анализа отбирали 1 мл гомогенизированной культуры ЦБ, добавляли ТРИС-НСl буфер (рН = 7,6) и 0,5% раствор тиобарбитуровой кислоты в 20% трихлоруксусной кислоте. Полученный раствор кипятили на водяной бане в течение 30 минут. Оптическую плотность фильтрата определяли на спектрофотометре Spеcol-1100 при длине волн 532 нм.

В качестве токсикантов выбраны соединения, широко циркулирующие в окружающей среде вследствие деятельности человека: тяжелые металлы (ТМ) – свинец в виде ацетата, медь – в форме сульфата; хлорид натрия; бензин 92-й марки и гербицид трефлан, действующим веществом которого является трифлуралин.

Концентрации поллютантов соответствовали 5 ПДК для ТМ, для бензина и хлорида натрия – 5% от объема культуральной среды, для трефлана была выбрана производственная доза – 0,2%.

Показано, что эффект отдельных токсикантов проявился, в первую очередь, в существенной гибели клеток (табл. 80).

Таблица 80

#### Влияние токсикантов на гибель клеток в популяциях цианобактерий

Вариант	Количество нежизнеспособных клеток, %		
	<i>N. paludosum</i>	<i>N. linckia</i>	<i>N. muscorum</i>
1. Контроль	0,94	2,96	14,61
2. Pb <sup>2+</sup>	14,87	78,45	100
3. Cu <sup>2+</sup>	100	100	100
4. NaCl	78,29	73,03	96,06
5. Трефлан	91,23	16,42	38,95
6. Бензин	100	100	100

Полную гибель популяций всех трех видов ЦБ вызвало действие меди и бензина. При этом микроскопирование показало, что под влиянием меди сохраняются структурные особенности нитей и клеток, их размеры, форма, не выявляются морфологические патологии, т. е. происходит своеобразная «мумификация» клеток без сохранения ими дегидрогеназной активности. Иная картина наблюдается в варианте с внесением бензина. Вместо клеточных структур – аморфная, лишенная пигментации хлопьевидная масса.

По отношению к другим токсикантам ЦБ ведут себя по-разному. Так, только для *N. muscorum* оказался токсичным свинец (летальный исход – 100%). Велика чувствительность к данному ТМ и *N. linckia* (погибло более 78% клеток). Но в то же время можно отметить чрезвычайно высокий уровень резистентности к свинцу *N. paludosum*, у которого гибель клеток составила всего около 15% (табл. 80).

Сильнейший ингибирующий эффект на все 3 вида ЦБ оказал хлорид натрия, под влиянием которого погибает 73–96% клеток. Кроме того, наблюдает-



ся сильная деформация клеток: они становятся вытянутыми с концами, которые сильно суживаются к полюсам.

Очень сильно различаются виды по устойчивости к трефлану: *N. linckia* > *N. muscorum* > *N. paludosum* (что соответствует гибели клеток: 16,4% – 38,9% – 91,2%).

Показателем состояния популяции является не только жизнеспособность клеток, но и активность ряда физиологических показателей (каталазы и ПОЛ). При определении активности каталазы установили, что величина этого показателя колеблется в широких пределах у разных видов ностока и под воздействием разных поллютантов (табл. 81).

Таблица 81

**Влияние токсикантов на активность каталазы (мл O<sub>2</sub>/мин.)  
различных видов ностока**

Вариант	<i>N. paludosum</i>	<i>N. linckia</i>	<i>N. muscorum</i>
1. Контроль	11,5±1,34	3,7±0,5	3,6±0,18
2. Pb <sup>2+</sup>	4,0±0,25	1,0±0,3	0,4±0,1
3. Cu <sup>2+</sup>	0,3±0,02	0,33±0,05	0,4±0,1
4. NaCl	3,3±0,43	1,7±0,3	1,6±0,7
5. Трефлан	3,2±0,37	2,3±0,5	2,3±0,7
6. Бензин	0,6±0,05	0	0,3±0,1

Максимальная активность каталазы характерна для *N. paludosum*. У *N. linckia* при приблизительно таком же количестве жизнеспособных клеток активность каталазы примерно в 3 раза ниже, чем у *N. paludosum* и примерно такая же, как у *N. muscorum*, хотя у данного вида ЦБ жизнеспособных клеток намного ниже (в контроле всего 85,4% против 97% у *N. linckia* и 99% у *N. paludosum*). Постмортальная активность каталазы наблюдалась у всех видов при действии меди, свинца – у *N. muscorum*, бензина – у *N. paludosum* и *N. linckia*. Только в одном варианте – при внесении бензина в жидкую культуру *N. linckia* – отмечено полное ингибирование деятельности этого фермента. Минимальные показатели активности каталазы зафиксированы у ЦБ при действии меди.

Перекисное окисление липидов (ПОЛ) – один из показателей физиологического состояния клеток высших растений и водорослей. Существуют различные природные механизмы ответных реакций организмов на окислительный стресс. Так, из литературных данных известно, что в защите от перекисидации липидов клеток ЦБ играют роль каротиноиды и токоферолы (Maeda et al., 2005). Обнаружено также, что внесение в среду культивирования ЦБ цистеина и некоторых других аминокислот приводит к накоплению в их клетках глутатиона. Глутатион служит резервуаром цистеина, участвующего в реакциях ферментов-антиоксидантов, и может являться соединением, сигнализирующим о редокс-состоянии клетки. Клетки с повышенным содержанием глутатиона обнаруживают высокую устойчивость к действию стресс-факторов (Suginka et al., 1997).

Установлено, что внесение поллютантов в культуру ностока приводит к возрастанию интенсивности процессов ПОЛ (рис. 34). В наших опытах поллютанты разной химической природы оказывали сходное влияние на интенсивность процессов ПОЛ. Наибольшее накопление продукта ПОЛ – малонового диальдегида – отмечали в варианте с медью.

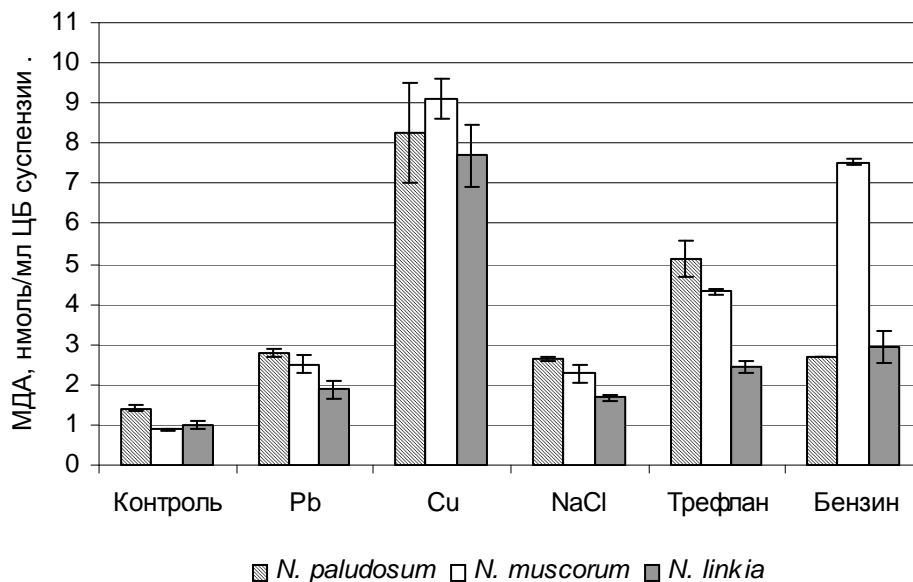


Рис. 34. Влияние токсикантов на интенсивность процессов ПОЛ у разных видов ностока

Вычисление коэффициентов корреляции выявило очень высокий уровень коррелятивной зависимости между количеством жизнеспособных клеток в популяциях ЦБ и активностью каталазы (0,84–0,95) и средний уровень коррелятивной зависимости между количеством нежизнеспособных клеток и накоплением продуктов ПОЛ (табл. 82).

Таблица 82

**Коррелятивная зависимость между жизнеспособностью клеток, каталазной активностью и величиной ПОЛ у разных видов ностока**

Вид цианобактерий	Коэффициент корреляции	
	$r_1$	$r_2$
<i>N. paludosum</i>	0,84	0,61
<i>N. linkia</i>	0,95	0,56
<i>N. muscorum</i>	0,94	0,51

Примечание:  $r_1$  – жизнеспособные клетки / активность каталазы;  $r_2$  – нежизнеспособные клетки / интенсивность ПОЛ

Результаты, приведенные в табл. 82, указывают на однотипную реакцию разных видов ностока на действие изучаемых поллютантов, несмотря на существенную вариацию конкретных показателей активности каталазы и ПОЛ по токсикантам и видам ЦБ.

В целом, исходя из результатов опыта, можно предположить наличие у разных видов ностока различных механизмов адаптации как к одному и тому же токсиканту, так и к разным соединениям. Выявление различной чувстви-

тельности разных видов ностока к поллютантам, циркулирующим в окружающей среде, дает теоретическую базу создания на их основе биопрепаратов избирательного действия по отношению к формам и видам техногенного загрязнения почвы. Так, *N. paludosum* можно использовать при обработке семян и ремедиации почв, загрязненных свинцом. *N. linckia* перспективен при детоксикации трефлана, а *N. paludosum* обладает сверхчувствительностью к этому гербициду. При мониторинге состояния окружающей среды на наличие в ней меди или бензина тестирующую роль могут играть все испытанные виды ЦБ. *N. muscorum* чувствителен как тест-организм на свинцовое загрязнение среды.

В ходе другой экспериментальной работы изучали изменения состояния популяции цианобактерии (ЦБ) *N. linckia* под влиянием никеля (Ni) и нефтепродуктов.

В качестве поллютантов использованы никель (Ni) в виде соли ( $\text{NiSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) и нефтепродукты (НП) – смазочная охлаждающая жидкость «Алтек» (этиленгликоль, пропиленгликоль, бура техническая, 3-этанолламин) в концентрациях 2 и 20 мг/л, а также их смесь. Выбор данных поллютантов обусловлен тем, что они являются одними из основных компонентов сточных вод машиностроительных предприятий, где есть гальванические цеха. В концентрации 20 мг/л они обычно поступают для внутренней очистки на предприятии, а при концентрации 2 мг/л происходит их выброс в канализационную систему.

Культуру ЦБ в контрольном и опытном вариантах выращивали на жидкой среде Громова № 6 без азота в течение 2 недель в люминостате при постоянной температуре (+25°) и круглосуточном освещении (3000 лк). Титр ЦБ при постановке опыта составлял  $7 \cdot 10^6$  клеток/мл. Подсчёт численности клеток ностока проводили в камере Горяева, а учёт численности бактерий-спутников – путём посева соответствующих разведений культуральной жидкости на среду МПА в 4-кратной повторности. Жизнеспособность клеток ЦБ определяли по активности дегидрогеназы тетразольно-топографическим методом (Домрачева и др., 2008).

Интенсивность ПОЛ в культуре *N. linckia* анализировали по цветной реакции тиобарбитуровой кислоты с малоновым диальдегидом (МДА), образующимся в процессе ПОЛ. Данная методика (Лукаткин, 2002) была ранее модифицирована нами для ЦБ (Огородникова и др., 2010).

Содержание хлорофилла *a* в культуре *N. linckia* определяли в ацетоновой вытяжке спектрофотометрически по монокроматической методике (Standard procedure ..., 2000).

Исследования показали, что *N. linckia* по-разному реагирует на действие испытуемых поллютантов. Так, внесение Ni и Ni в сочетании с НП в питательную среду приводит к существенному замедлению роста ЦБ, по сравнению с контролем. Численность клеток в этих вариантах составляет всего от 3,5 до 8,3%, по сравнению с контролем. Однако при внесении НП титр ЦБ снижается не столь значительно и составляет в зависимости от концентрации НП 56,8 и 82,4% (табл. 823).

**Влияние поллютантов на интенсивность роста культуры *Nostoc linckia***

Вариант (по дозе вносимого токсиканта), мг/л	Титр клеток/мл · 10 <sup>6</sup>	Снижение титра, % к контролю
1. Контроль, 0	250,0±0,44	
2. Ni <sup>2+</sup> , 2	8,8±1,40	3,5
3. Ni <sup>2+</sup> , 20	18,8±4,0	7,5
4. Ni <sup>2+</sup> , 2+НП, 2	10,0±2,5	4,0
5. Ni <sup>2+</sup> , 20+НП, 20	20,8±2,52	8,3
6. НП, 2	141,9±18,4	56,8
7. НП, 20	206,0±32,4	82,4

За время экспозиции численность клеток в популяции ЦБ в контрольном варианте выросла более чем в 35 раз, под влиянием НП (2 и 20 мг/л) – в 20 и 29 раз соответственно, тогда как в присутствии Ni (варианты 2–5) численность клеток увеличивалась очень незначительно – от 1,2 до 2,9 раза по сравнению с первоначальным титром.

Таким образом, выявлен сильнейший ингибирующий эффект Ni на интенсивность размножения испытуемой ЦБ.

Более того, определение жизнеспособности клеток тетразолюно-топографическим методом показало, что высокие концентрации Ni при сохранении внешней структуры клеток приводят, тем не менее, к почти полной гибели популяции ЦБ (табл. 84, варианты 3 и 5).

Таблица 84

**Влияние поллютантов на жизнеспособность клеток *Nostoc linckia* (%)**

Вариант (по дозе вносимого токсиканта), мг/л	Живые	Мёртвые
1. Контроль, 0	96,48±4,32	3,52
2. Ni <sup>2+</sup> , 2	83,53±15,4	16,47
3. Ni <sup>2+</sup> , 20	2,94	97,06±2,72
4. Ni <sup>2+</sup> , 2+НП, 2	88,21±5,2	11,79
5. Ni <sup>2+</sup> , 20+НП, 20	2,27	97,73±1,96
6. НП, 2	89,6±8,6	10,4
7. НП, 20	89,67±7,8	10,33

Пересчёт титра клеток с учётом их жизнеспособности убедительно показывает токсичность Ni для *N. linckia*. С увеличением концентрации токсиканта возрастает и ингибирующий эффект (табл. 85).

Таблица 85

**Титр клеток *Nostoc linckia* с учётом их жизнеспособности**

Вариант (по дозе вносимого токсиканта), мг/л	Численность клеток в 1 мл, · 10 <sup>6</sup>
1. Контроль, 0	241,2
2. Ni <sup>2+</sup> , 2	7,35
3. Ni <sup>2+</sup> , 20	0,55
4. Ni <sup>2+</sup> , 2+НП, 2	8,82
5. Ni <sup>2+</sup> , 20+НП, 20	0,47
6. НП, 2	127,14
7. НП, 20	184,72

Бактерии в качестве гетеротрофного компонента входят в состав альго-бактериальных сообществ (ассоциаций), формирующихся в естественных местообитаниях, а также содержатся в альгологически чистых штаммах ЦБ. Бактерии-спутники играют определённую роль в адаптации ЦБ к внешним условиям (Штина, Панкратова, 1974; Панкратова, Трефилова, 2007). Динамика численности бактерий-спутников в культурах представителей водорослей и ЦБ обусловлена уровнем физиологической активности первичных продуцентов. Изменение активности их роста и фотосинтеза на различных стадиях развития культур ведёт к изменению количественного и качественного состава экзометаболитов. Общее количество и биомасса бактерий-спутников фототрофов пропорциональны суммарному количеству экссудатов (Тиберкевич, Сакевич, 2001). В зависимости от фазы роста культур биомасса бактерий по отношению к биомассе цианопрокариот составляет 3,32–12,26%, а зеленых водорослей – 0,30–5,74%.

Получены данные, свидетельствующие о постоянном и определенном видовом составе бактерий-сопутствующих водорослей и ЦБ в культуре и природных местообитаниях (Борисова, 1996). Специфичность видового состава бактерий проявляется на родовом уровне первичного продуцента, хотя отличия в зависимости от вида и штамма фототрофа не исключаются. Определяющими факторами видового состава гетеротрофного компонента альго-бактериальных ассоциаций (наряду с таксономическим положением фототрофов) являются также экологические условия их произрастания в природе или при культивировании. Гетеротрофный компонент альго-бактериального сообщества представлен в основном постоянными спутниками, включая доминирующие и минорные виды, в количестве от 4 до 12 и более. Однако в его составе обнаруживаются и редко встречающиеся, случайные и инфицирующие микроорганизмы, в том числе антагонисты и паразитические формы. В процессе роста и развития водорослей ЦБ наблюдается естественная смена доминирующих видов бактерий-спутников.

Определение численности бактерий-спутников в культуральной жидкости *N. linckia* показало, что по сравнению с контролем этот показатель выше только в одном варианте – Ni, 20 мг/л (табл. 86). При этом интоксикация питательной среды разными поллютантами характеризуется сходной реакцией гетеротрофных бактерий: чем выше доза токсиканта, тем больше количественное обилие бактерий. Данный факт можно объяснить по-разному. Одно из объяснений сводится к тому, что с увеличением концентрации токсиканта повышается процентное содержание мёртвых клеток *N. linckia* (табл. 2), и это создает благоприятную среду для размножения бактерий-спутников. Возможно и другое объяснение: в процессе возрастания концентрации токсикантов интенсифицируется селекционный отбор бактерий, устойчивых к применяемым соединениям. В частности, среди свободно живущих бактерий выявлены Ni-резистентные штаммы, механизм устойчивости которых определяется защитным действием магниевого насоса бактериальных клеток (Tripathi, 2006) или способностью продуцировать сидерофоры в присутствии Ni (Neelam, 2009).

**Влияние поллютантов на численность бактерий-спутников  
в культуре ЦБ *N. linckia***

Вариант (по дозе вносимого токсиканта), мг/л	Доза токсикантов мг/л	Численность бактерий-спутников, КОЕ/мл
1. Контроль, 0	0	1840±36
2. Ni <sup>2+</sup> , 2	2	21±4,5
3. Ni <sup>2+</sup> , 20	20	373±25
4. НП, 2	2	15±3,0
5. НП, 20	20	47±7,7
6. Ni <sup>2+</sup> , 2+НП, 2	2	41±7,1
7. Ni <sup>2+</sup> , 20+НП, 20	20	150±36

Вычисленные коэффициенты корреляции показывают, что в вариантах с раздельным внесением Ni и нефтепродуктов зависимость между численностью бактерий и дозами токсикантов очень высокая (рис. 35, 36).

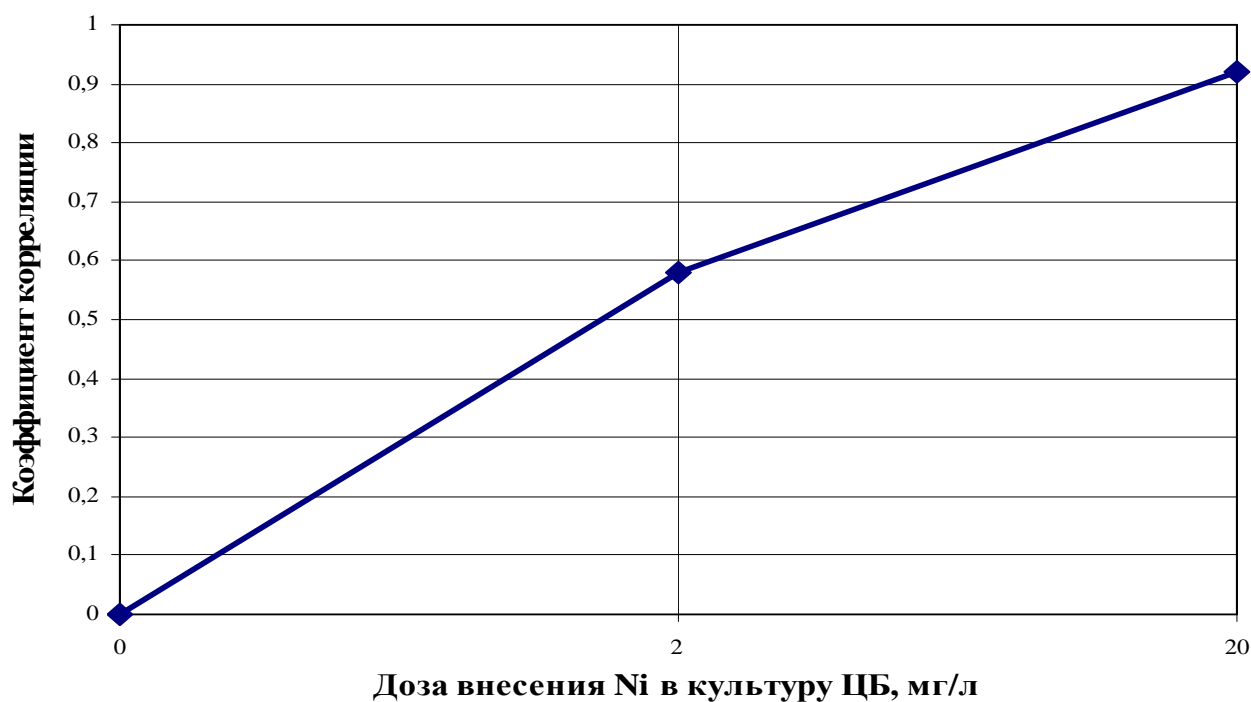


Рис. 35. Зависимость численности бактерий-спутников *Nostoc linckia* от дозы внесения Ni

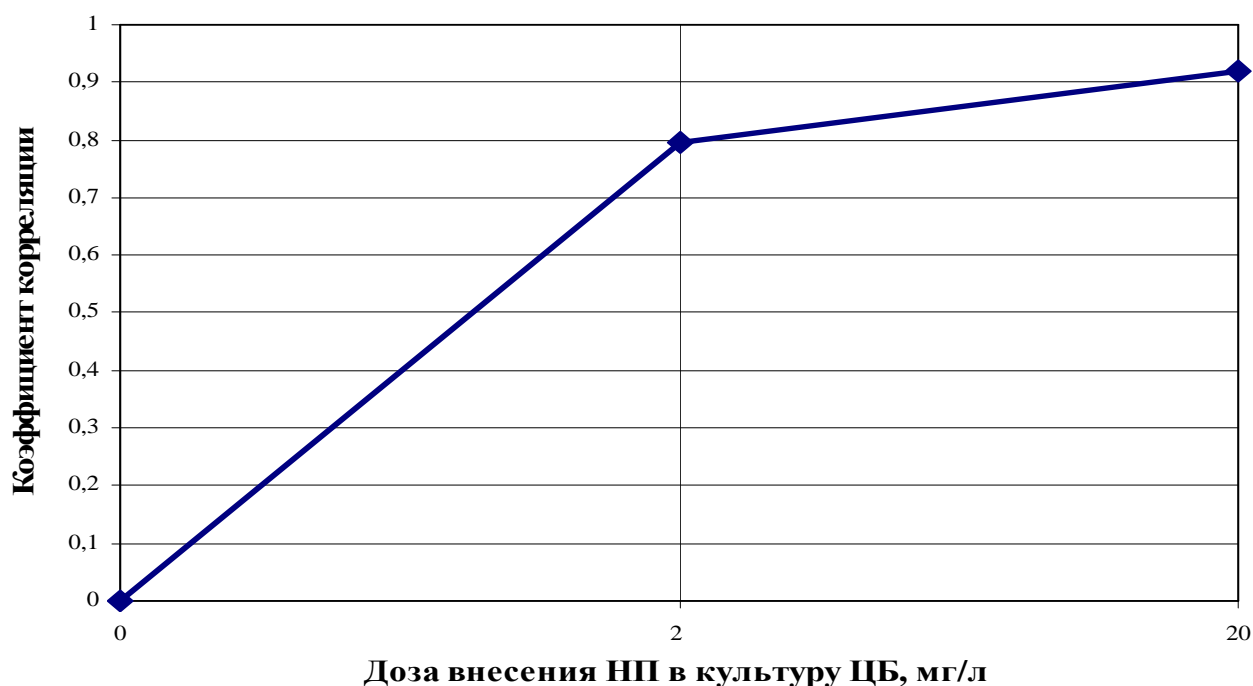


Рис. 36. Зависимость численности бактерий-спутников *Nostoc linckia* от дозы внесения нефтепродуктов (НП)

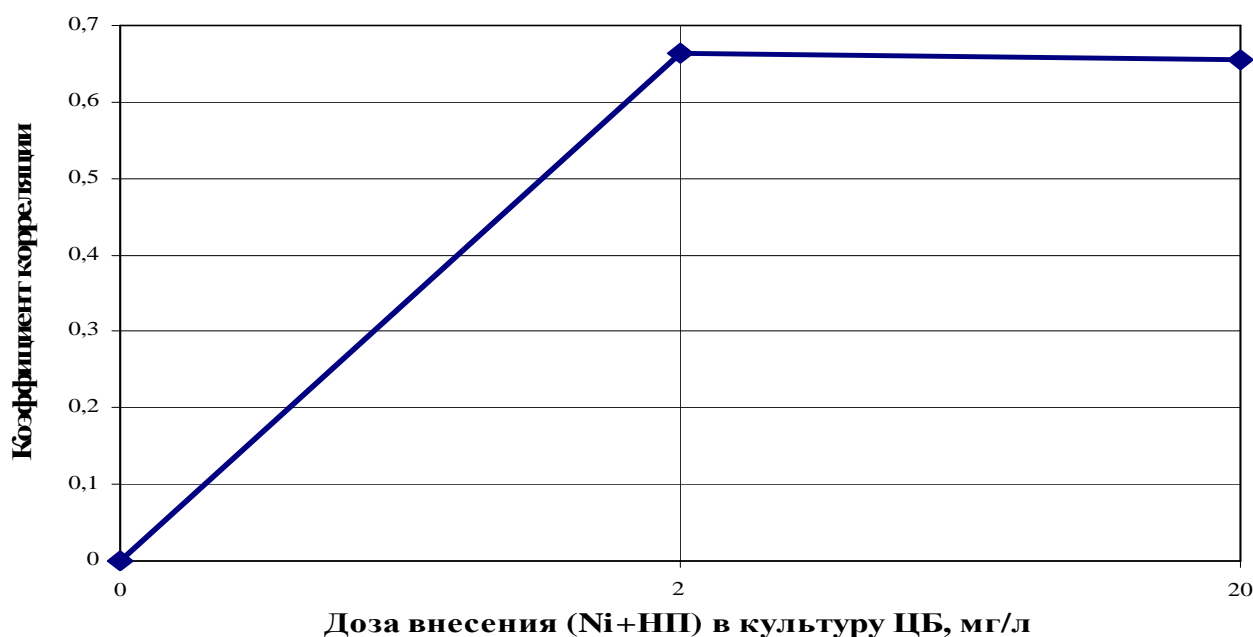


Рис. 37. Зависимость численности бактерий-спутников *Nostoc linckia* от дозы внесения  $Ni^{2+}$  и нефтепродуктов

Поведение гетеротрофных бактерий в среде с внесением Ni и НП одновременно показывает, что при малой дозе величина коэффициента корреляции примерно такая же, как в случае с отдельным внесением токсикантов (рис. 35–37). Однако если увеличение концентрации Ni и нефтепродуктов приводит к дальнейшему возрастанию коэффициента корреляции (до 0,9), и, таким обра-

зом, наблюдается классическая реакция «доза-эффект», то при внесении смеси Ni+НП эта реакция сильно сглажена.

Таким образом, испытуемые поллютанты оказывают сильное действие как на культуру ЦБ *N. linckia*, так и на состояние популяций бактерий-спутников. Но действие это различно: применяемые токсиканты в любой концентрации вызывают угнетение развития фототрофной бактерии и увеличение процентного содержания в её популяции мёртвых клеток, что особенно чётко проявляется во всех вариантах с внесением Ni. В то же время с ингибированием развития *N. linckia* происходит активизация размножения бактерий-спутников.

Сопоставление результатов количественного учёта численности клеток ЦБ и бактерий-спутников, а также определения жизнеспособности клеток ностока с результатами синхронного химического анализа (ПОЛ, содержание хлорофилла, поглощение Ni и НП) показывает, что происходят существенные изменения в протекании физиологических процессов у *N. linckia*. Так, содержание хлорофилла *a* по сравнению с контролем снижается во всех вариантах (рис. 38). Наиболее значительное снижение отмечается в случаях внесения в питательную среду Ni в любых концентрациях и Ni в сочетании с НП. Сравнение чувствительности к ТМ (в частности, к кадмию) зеленых водорослей и ЦБ показало, что действие этого иона в диапазоне концентраций 0,001–10 мг/л ослабляет жизнеспособность альгокультур, влияет на их фотосинтетическую активность. Само влияние имеет выраженный дозозависимый характер и определяется их филогенетической принадлежностью (Рублева и др., 1996). Механизм токсичности, по-видимому, обусловлен дестабилизацией белково-пигментного комплекса, нарушением функций пигментных систем. Наиболее устойчивыми оказались ЦБ *Nostoc linckia* по сравнению с зелеными одноклеточными водорослями *Chlorella vulgaris* и *Scenedesmus quadricauda*, что обусловлено филогенетической древнос

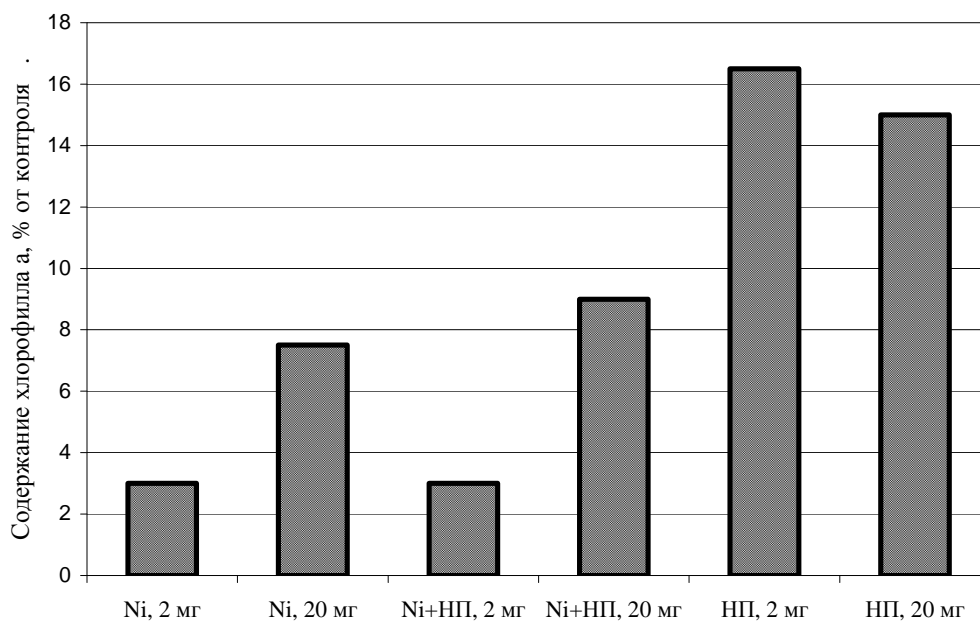


Рис. 38. Влияние никеля ( $Ni^{2+}$ ) и нефтепродуктов (НП) на содержание хлорофилла *a* в культуре *Nostoc linckia*



Сравнение результатов по снижению титра клеток *N. linckia* и содержания в них хлорофилла *a* в присутствии Ni показывает их практическую тождественность (табл. 87). Вероятно, разрушение фотосинтезирующего пигмента под действием Ni становится одной из причин гибели популяции ЦБ.

Таблица 87

**Снижение численности клеток *N. linckia* и содержания в них хлорофилла *a* под действием никеля (% к контролю)**

Вариант (по дозе вносимого токсиканта), мг/л	Титр клеток	Содержание хлорофилла <i>a</i>
Ni <sup>2+</sup> , 2 мг/л	3,5	2,9
Ni <sup>2+</sup> , 20 мг/л	7,5	7,4
Ni <sup>2+</sup> , 2+НП, 2	4,0	3,0
Ni <sup>2+</sup> , 20+НП, 20	8,3	8,0

Установлено, что внесение поллютантов в культуру *N. linckia* приводит к возрастанию интенсивности процессов перекисного окисления липидов (Огородникова и др., 2010). Поллютанты разной химической природы оказывали сходное влияние на интенсивность процессов ПОЛ (рис. 39). Наибольшее накопление продукта ПОЛ – малонового диальдегида – отмечали в варианте с медью. Увеличение интенсивности процессов ПОЛ свидетельствует о нарушении про/антиоксидантного равновесия в клетках и окислительной деструкции липидов.

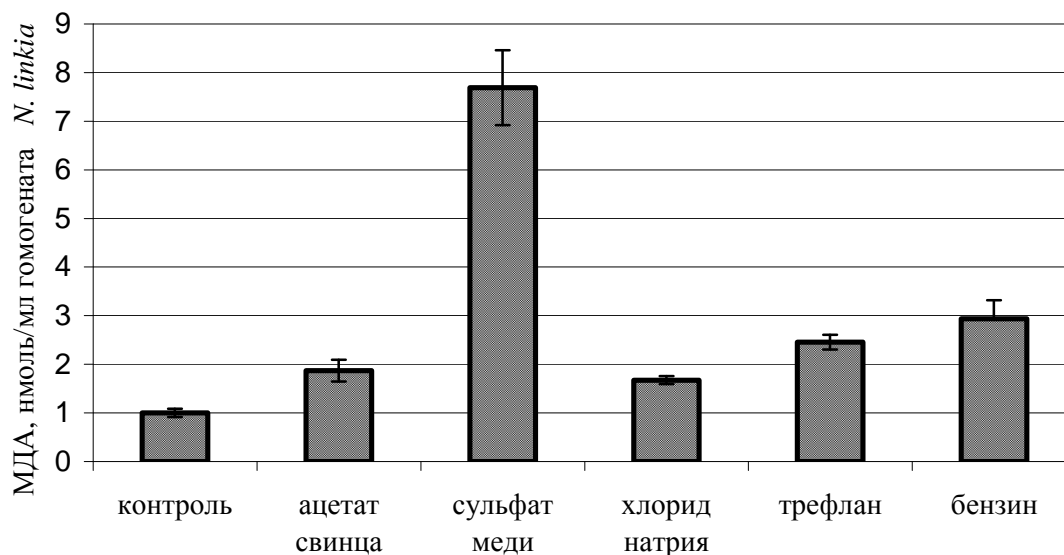


Рис. 39. Влияние никеля (Ni<sup>2+</sup>) и нефтепродуктов (НП) на содержание хлорофилла *a* в культуре *N. linckia*

Таким образом, испытываемые поллютанты оказывают сильное действие как на культуру ЦБ *N. linckia*, так и на состояние популяций бактерий-спутников. При культивировании ЦБ *N. linckia* в среде с добавлением никеля и нефтепродуктов происходят существенные изменения в количественных парамет-

рах популяции, её жизнеспособности, содержания хлорофилла *a* и величины ПОЛ. Из двух испытанных токсикантов никель обладает более репрессивным действием по сравнению с нефтепродуктами. В то же время наряду с ингибированием развития *N. linckia* происходит активизация размножения бактерий-спутников.

### **Влияние токсикантов на состояние биоплёнок с доминированием безгетероцистных цианобактерий**

Культивировали природные биоплёнки, отобранные с поверхности городской почвы, имеющие следующий состав: *Leptolyngbya foveolarum*, *Plectonema boryanum*, *Phormidium ambigum*, *Ph. boryanum*, *Nostoc sp.*

В ходе исследований было выявлено, что ионы никеля и меди в растворе с концентрацией 20 мг/л по-разному действуют на дегидрогеназную активность комплекса с доминированием БГЦ ЦБ. Кроме того, токсический эффект сильнее проявляется при действии на комплекс в гомогенизированном состоянии (табл. 88).

Таблица 88

#### **Влияние ионов никеля и меди на жизнеспособность клеток в гомогенате и пленке**

Вариант	Доля живых клеток, %	Доля мёртвых клеток, %
Контроль (гомогенат)	97,14±0,82	2,86±0,82
Контроль (плёнка)	82,02±4,58	17,98±4,58
Гомогенат + Cu <sup>2+</sup>	0	100
Плёнка + Cu <sup>2+</sup>	0,23±0,06	99,77±0,06
Гомогенат + Ni <sup>2+</sup>	29,53±5,63	70,47±5,63
Плёнка + Ni <sup>2+</sup>	52,78±1,01	47,22±1,01

Ионы никеля и меди оказывают губительное действие на культуры как в виде плёнки, так и в гомогенизированном состоянии. Действие ТМ на плёночную культуру выражено в меньшей степени, чем в гомогенате. Это объясняется тем, что, во-первых, состояние плёнки – естественная форма существования микробного комплекса, защитные механизмы не нарушены гомогенизированием; во-вторых, клетки, находящиеся в более глубоких слоях плёнки, менее подвержены действию токсикантов. Второе обоснование подходит и для объяснения разницы в значениях доли живых клеток в контрольных вариантах. Только здесь идёт действие не иона ТМ, а замедляется проникновение ТТХ, в итоге значение доли живых клеток в плёнке получается ниже, чем значение в гомогенате.

**Влияние продолжительности контакта природного комплекса  
с доминированием безгетероцистных ЦБ на жизнеспособность культуры**

Вариант	Через 1 час		Через 3 часа		Через сутки	
	Доля живых клеток, %	Доля мёртвых клеток, %	Доля живых клеток, %	Доля мёртвых клеток, %	Доля живых клеток, %	Доля мёртвых клеток, %
Контроль	94,6±1,5	5,4±1,5				
Ni <sup>2+</sup> , 20 мг/л	77,1±1,3	22,9±1,3	1,78±0,5	98,22±0,53	1,83±0,3	98,17±0,3
Cu <sup>2+</sup> , 20 мг/л	0	100	0	100	0	100
Ni <sup>2+</sup> , 20 мг/л + Cu <sup>2+</sup> , 20 мг/л	0	100	0	100	0	100

Доля живых клеток после воздействия ионов никеля выше, чем при воздействии ионов меди. Уже через 3 минуты контакта ионов меди с культурой ЦБ не удаётся обнаружить живых клеток. С никелем доля живых клеток за аналогичное время тоже снижается. В последующем доля живых клеток резко падает.

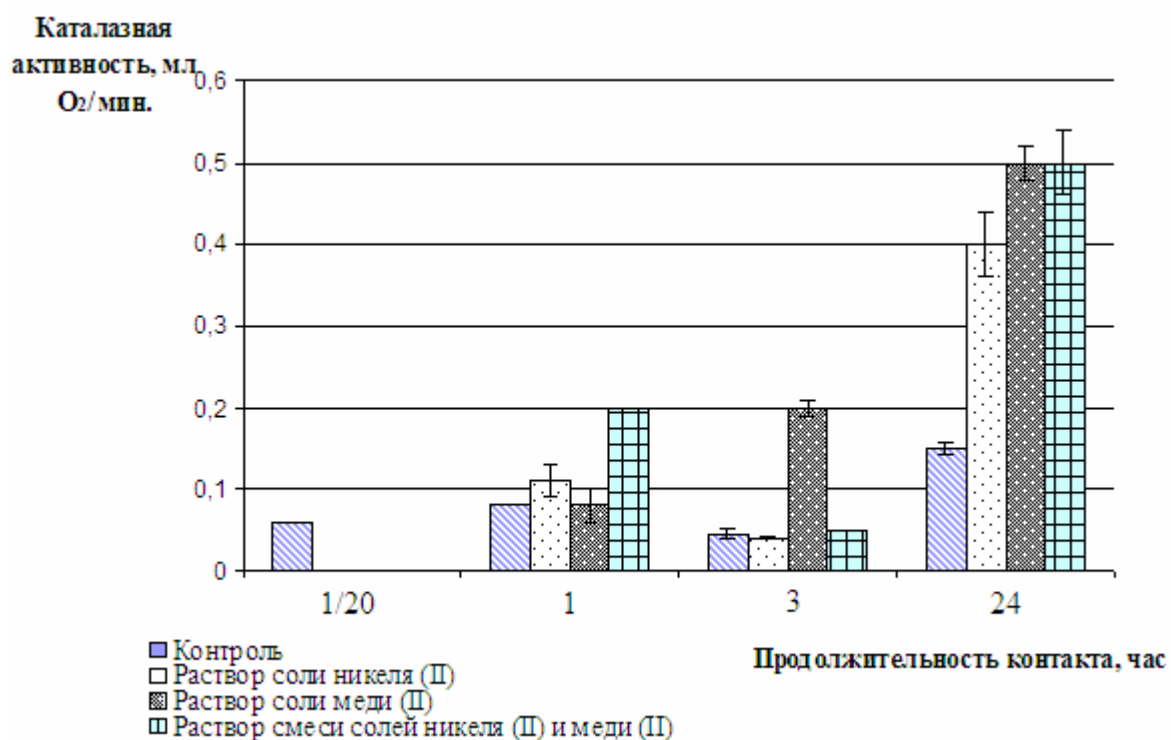


Рис. 40. Влияние продолжительности контакта культуры с токсикантом на каталазную активность культуры

Как видно из рис. 40, активность каталазы под действием ионов меди со временем возрастает. Под действием ионов никеля строгой закономерности со временем воздействия нет, но максимального значения этот показатель дости-

гает при контакте в течение 24 часов. Смесь токсикантов в первый час вызывает резкое усиление каталазной активности, значение которой превышает уровень при влиянии токсикантов в индивидуальных растворах. Максимальное значение наблюдается через сутки. По сравнению с контролем токсиканты стимулируют каталазную активность, что говорит о напряжении в работе биологических систем культуры. Наибольшее напряжение вызывает соль меди.

Снижение концентрации ионов никеля несколько выше в присутствии гомогенизированной биомассы ЦБ. Для меди различие недостоверно. Оптимальной для контакта формой ЦБ является гомогенат культуры.

Изучено влияние токсикантов на биоплёнки почвенных цианобактерий с доминированием рода *Phormidium*. Кратковременное действие токсикантов (1 час) приводило к значительному снижению содержания хлорофилла *a* в вариантах с ионами меди (II) и смесью ионов меди (II) и никеля (II) (рис. 41). Снижение уровня хлорофилла в культуре клеток ЦБ сопровождается возрастанием количества феофетина (рис. 42).

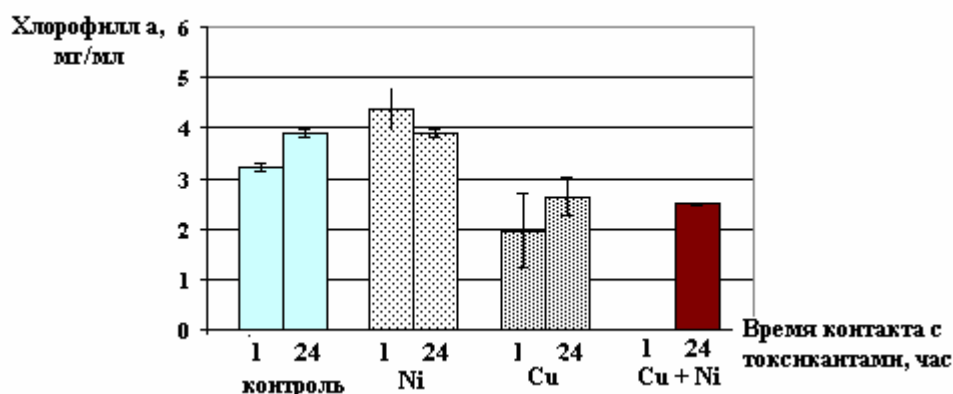


Рис. 37. Влияние поллютантов ( $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}+\text{Ni}^{2+}$ ) на содержание хлорофилла *a* в культуре цианобактерий при воздействии в течение часа и суток

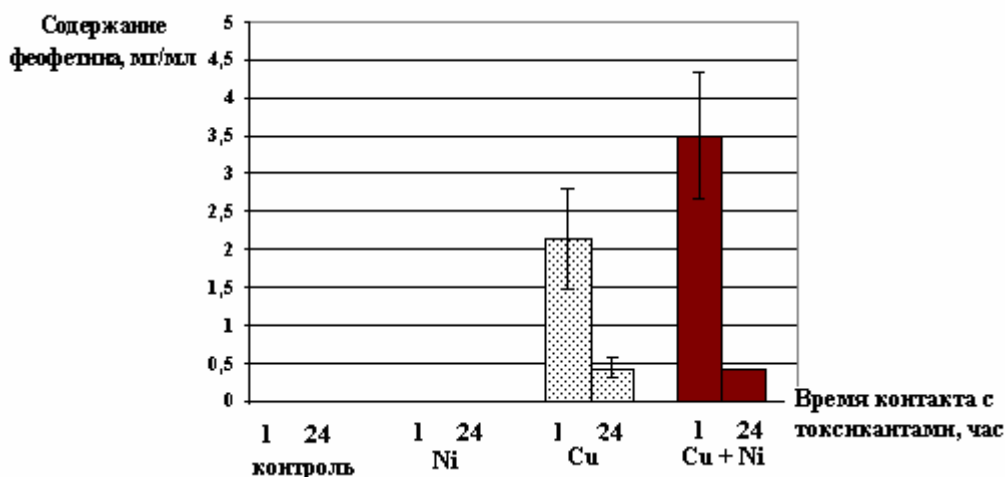


Рис. 38. Влияние поллютантов ( $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}+\text{Ni}^{2+}$ ) на содержание феофетина в культуре цианобактерий при воздействии в течение часа и суток

Накопление феофетина в культуре ЦБ свидетельствует о разрушении хлорофилла *a* под влиянием ТМ. Через сутки происходит некоторое восстановление культуры, отмечается уменьшение количества феофетина и увели-

чение содержания хлорофилла *a* (рис. 41 и рис. 42). Увеличение содержания хлорофилла *a* и снижение интенсивности процессов ПОЛ в культуре ЦБ через сутки действия поллютантов свидетельствует об адаптации ЦБ к стрессовым условиям.

### **Влияние азида натрия на развитие аборигенной микрофлоры**

Серия полевых опытов на городской территории включала внесение в почву химических соединений (азид натрия) и микробов-антагонистов для изучения возможного отклика аборигенной микрофлоры.

В частности, испытание на токсичность азид натрия было обусловлено попытками использования данного препарата для гельминтизации городских почв. В настоящее время комплексное изучение биологических свойств почвы, в том числе её загрязнения патогенными бактериями и червями-паразитами, имеет особое значение в условиях высокой концентрации людей и животных на ограниченных территориях.

Среди паразитарных заболеваний человека и животных важнейшее социальное и экономическое значение имеют гельминтозы, особенно зоонозы. До недавнего времени паразитологи особое внимание уделяли паразитозам сельскохозяйственных животных, не учитывая повальное увлечение населения страны содержанием собак и кошек. Вместе с тем постепенно росло в городах среди этих животных число бродячих и бездомных, как правило, больных паразитозами. Учитывая, что мелкие хищники выделяют в сутки объём фекалий, масса которых равна трём процентам массы тела животных, ежедневно в городах и других населённых пунктах мелкими плотоядными выделяется огромное количество экскрементов, которые часто содержат яйца гельминтов, в том числе вызывающие тяжёлые заболевания человека.

Поэтому необходимо уделять особое внимание дегельминтизации почвы, в первую очередь в местах выгула собак, так как с фекалиями собак выделяются сотни тысяч яиц гельминтов, которые загрязняют почву. Наиболее опасным в эпидемиологическом плане является токсокароз. В почве личинка этого гельминта в яйце развивается за 5–8 суток. Яйца токсокар сохраняются в почве жизнеспособными в течение нескольких лет. Большинство дезинфектантов на них не действуют, а в 0,3% растворе формалина они остаются живыми свыше 10 лет. Заражение человека происходит при заглатывании яиц гельминтов. В Кировской области, как и в целом по стране, отмечается ярко выраженная тенденция к росту выявления токсокароза (Авдюхина и др., 1987; Жданова, 2004; Назарова, Жданова; 2005; Schantz, 1989). Для успешной борьбы с токсокарозом необходимо разрабатывать мероприятия, направленные на уничтожение яиц в почве. В связи с этим испытали новое дезинфицирующее средство – азид натрия в концентрациях 0,3–0,5%. В этот раствор вносили яйца токсокар и наблюдали за их развитием. Была отмечена гибель 30% яиц в первые сутки и 63% во вторые сутки инкубирования в растворе азид натрия. Таким образом, теоретически азид натрия можно рекомендовать для гельминтизации почвы в местах скопления фекалий собак и кошек. Однако возникает необходимость проверки

безопасности препарата для газонных растений и полезной почвенной микрофлоры. Поэтому применению данного препарата в качестве дезинфеканта в определенной концентрации должна предшествовать его оценка для безопасности окружающей среды. С этой целью были проведены опыты на микроделянках площадью 1 м<sup>2</sup>, выделенных на типичном уличном газоне в центре г. Кирова. На подготовленные обычным способом участки высевали смесь газонных трав «SPORT», состоящую из овсяницы красной (40%), мятлика лугового (30%), райграса пастбищного (25%) и овсяницы овечьей (5%). В качестве ростстимулирующих и защитных биопрепаратов применяли известное средство «Байкал ЭМ1», а также культуру цианобактерии *Nostoc paludosum*, которая, по нашим данным, служит мощным антистрессорным фактором по отношению к фитопатогенам и многим токсикантам. Через 3 недели после посева, когда высота всходов достигла 10 см, провели опрыскивание опытных деленок 0,5% раствором азиды натрия. Спустя несколько часов после обработки наблюдался сильный гербицидный эффект. Растения повяли, происходило сильное закручивание листьев, через несколько дней наблюдалось полное усыхание и отмирание надземной части. Через 2 недели газонная трава частично отросла, хотя площадь покрытия почвы в этом варианте даже к моменту снятия опыта (через 2 месяца) не превышала 50%, а урожай сухой массы надземной части и корней был существенно ниже, чем в контроле. В тех вариантах, где происходило предварительное поверхностное внесение в почву *N. paludosum*, гербицидный эффект был смягчен (табл. 90), а продуктивность растений была на уровне контроля.

Таблица 90

**Влияние азиды натрия на состояние газонной травы**

Вариант	Сухая масса, г/м <sup>2</sup>	
	надземной части	корней
Контроль	470,0	210,0
Азид натрия	247,5	115,0
Азид+Байкал ЭМ1	205,0	122,5
Азид+ <i>N. paludosum</i>	445,0	157,5

Противоположный эффект оказал азид натрия на численность различных физиологических групп микроорганизмов, определённую путём посева на селективные питательные среды (табл. 91).

Таблица 91

**Влияние азиды натрия на численность почвенной микрофлоры (КОЕ/г)**

Вариант	Аммонификаторы, x10 <sup>5</sup>	Олигонитрофилы, x10 <sup>4</sup>	Грибы, x10 <sup>3</sup>	Биогенность почвы, x10 <sup>5</sup>
Контроль	13,8±0,55	4,8±0,22	26,5±4,70	1,39
Азид натрия	36,7±1,10	49,8±1,33	40,0±1,50	4,21

Как видно из табл. 90, под влиянием азиды натрия происходит стимуляция размножения всех исследованных групп микроорганизмов, следовательно, общей биогенности почвы, под которой в данном случае понимается суммарная

численность микроорганизмов. Скорее всего, наблюдаемый стимулирующий эффект обусловлен не прямым действием азид натрия, а опосредован через поступление в почву мортмассы погибших растений после опрыскивания газона. Вероятно, увеличение запасов доступного органического вещества и стимулировало деятельность микроорганизмов, в первую очередь, бактерий-аммонификаторов и грибов, обладающих гидролитическими ферментами, что привело к накоплению в почве минеральных форм азота и последующему активному размножению олигонитрофилов.

Азид натрия оказал влияние и на такие показатели грибных популяций, как длина мицелия и соотношение в структуре популяций микромицетов с окрашенным (меланизированным) и бесцветным мицелием (табл. 92).

Таблица 92

#### Действие азид натрия на структуру популяций микромицетов

Вариант	Длина мицелия, м/г	Мицелий (%)	
		окрашенный	бесцветный
Контроль	45,8±3,5	51,1	48,9
Азид натрия	59,8±3,8	74,9	25,1

Особенно показателен факт резкого возрастания в структуре микромицетов меланизированных форм, что в современной научной литературе однозначно трактуется как показатель загрязнения среды, накопления в ней поллютантов различной химической природы.

При исследовании фототрофного микробного комплекса, включающего водоросли и цианобактерии, было установлено возрастание видового обилия и численности клеток микрофототрофов под влиянием азид натрия (табл. 93).

Таблица 93

#### Влияние азид натрия на фототрофный микробный комплекс почвы

Вариант	Численность клеток, млн/г	Количество видов	
		1	2
Контроль	3,30±0,12	4	14
Азид натрия	4,14±0,20	17	14

Примечание: 1 – количество видов через 2 месяца; 2 – количество видов через полгода после обработки почвы азидом натрия.

Возможными причинами низкого видового обилия активной альгофлоры и пониженной популяционной плотности фототрофов в контроле в 1-й срок наблюдения могут быть густой покров высших растений, исчерпание питательных веществ в конце вегетационного сезона. Тогда как в опытном варианте были значительные площади, свободные от высших растений, что способствовало размножению водорослей и цианобактерий. Среди доминирующих форм в опытном варианте отмечены представители безгетероцистных цианобактерий р. *Phormidium*: *Ph. formosum*, *Ph. autumnale*. Представители этого рода выявлялись нами ранее как доминанты при других видах загрязнения почвы. В позд-

ние сроки наблюдения в составе почвенной альгофлоры в обоих вариантах развились и другие представители цианобактерий, включая азотфиксирующий вид *Cylindrospermum licheniforme* (табл. 94).

Таким образом, исходя из результатов микроделяночного опыта, проведенного в городе, применение азидата натрия в концентрации 0,5% нельзя считать безопасным для флоры высших растений, хотя почвенные микробсообщества угнетения не испытывают, наоборот, наблюдается стимуляция размножения различных групп микроорганизмов: бактерий-аммонификаторов, микромицетов, водорослей и цианобактерий.

Таблица 94

**Видовой состав фототрофов городской почвы и его изменение под воздействием азидата натрия**

№ п/п	Название видов	Время отбора проб			
		24.09.07		10.03.08	
		Контроль	Азид	Контроль	Азид
	<b>Cyanophyta</b>				
1	<i>Cylindrospermum licheniforme</i> (Bory) Kütz.		+		
2	<i>Leptolyngbya foveolarum</i> Anagn. et Kom.		+	+	+
3	<i>L. frigida</i> Anagn. et Kom.		+	+	+
4	<i>L. henningsii</i> Anagn. et Kom.				+
5	<i>Microcoleus vaginatus</i> (Yauch.) Gom. f. <i>vaginatus</i>	+	+	+	+
6	<i>Phormidium aerugineo-coeruleum</i> (Gom.) Anagn. et Kom.			+	+
7	<i>Ph. autumnale</i> (Ag.) Gom.	+	+		+
8	<i>Ph. formosum</i> (Bory ex Gom.) Anagn. et Kom.	+	+	+	+
9	<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterb.			+	
	<b>Euglenophyta</b>				
10	<i>Euglena mitabilis</i> Schmitz		+		
	<b>Bacillariophyta</b>				
11	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun.	+	+	+	+
12	<i>Luticola mutica</i> v. <i>mutica</i> (Kütz.) Mann in Roundetal.		+		+
13	<i>Navicula mutica</i> var. <i>binodis</i> Hust.		+	+	+
14	<i>Navicula pelliculosa</i> (Breb) Hisle		+	+	+
15	<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W.Sm. var. <i>palea</i>		+	+	+
16	<i>Pinnularia borealis</i> Her.				+
	<b>Cryptophyta</b>				
17	<i>Cryptomonas tenuis</i> Pasch.			+	+
	<b>Chlorophyta</b>				
18	<i>Chlamydomonas gloeogama</i> Korsch.		+		
19	<i>Ch. minutissima</i> Korsch.		+		
20	<i>Chlorella vulgaris</i> Beijer.		+	+	
21	<i>Chlorella minutissima</i> Fott et Novakova		+	+	
22	<i>Chlorococcum</i> sp.		+		
23	<i>Follicularia starrii</i> Lukešova			+	
	Всего видов	4	17	14	14



Рекогносцировочные опыты показали, что азид натрия действует на высшие растения (смесь газонных трав, 3-недельные всходы) после их обработки как гербицид. Однако угнетающее действие снимается при предварительной обработке высших растений цианобактериальным инокулятом (Попов и др., 2007; Жданова и др., 2008). При анализе состава микрофлоры было показано, что под влиянием азиды натрия происходит снижение видового обилия почвенных водорослей и цианобактерий, а также резко возрастает в структуре популяций микромицетов доля грибов с окрашенным мицелием, что указывает на повышение уровня загрязнения почвы.

Цель данной работы – изучить влияние азиды натрия на высшие растения и микрофлору при внесении данного препарата в почву за две недели до посева семян газонных трав, а также через две недели после посева.

В работе использовали 0,3% раствор азиды натрия, который вносили поверхностно из разбрызгивателя по 800 мл. Смесь газонных трав «Спорт» содержала семена овсяницы красной, мятлика лугового, райграса пастбищного и овсяницы овечьей. Площадь делянок составляла 0,5 м<sup>2</sup>. Пробы почвы на альго-микологический анализ отбирались с глубины 0–5 см дважды: перед посевом газонной травы через две недели после внесения препарата и через 2 месяца – при отборе образцов газонных трав на определение урожайности надземной и подземной частей.

Внесение азиды натрия в почву без растений провоцирует размножение фототрофных микроорганизмов, угнетает развитие микромицетов с одновременным стремительным увеличением в структуре популяций доли окрашенных грибов (табл. 95). Особенно показателен факт появления в опытном варианте цианобактерий (ЦБ), которые отсутствуют в контроле.

*Таблица 95*

**Влияние азиды натрия на развитие фототрофов и микромицетов в почве без растений**

Вариант	Фототрофы, численность клеток, тыс./г			Мицелий микромицетов		
	водоросли	цианобактерии	всего	длина, м/г	бесцветный, %	окрашенный, %
Контроль	580	0	580	27,5	73,7	26,3
Азид	796	1730	2526	18,9	14,7	85,3

Аналогичная тенденция сохраняется и при анализе почвенных образцов через 2 месяца. Появляется новый вариант – внесение азиды через 2 недели после посева семян (табл. 96). В обоих опытных вариантах практически отсутствует влияние азиды натрия на водоросли. Однако положительная реакция ЦБ очевидна: по сравнению с контролем численность их клеток в 1 г почвы возрастает в вариантах с азидом в 7,2 (азид до посева) и в 9,3 (азид после посева) раза. Стимулирующее действие препарата на ЦБ тем сильнее, чем меньше времени прошло с момента его внесения.

**Влияние азид натрия на почвенные микробные комплексы  
под посевами газонных трав**

Вариант	Фототрофы, численность клеток, тыс./г			Мицелий микромицетов		
	водоросли	циано- бактерии	всего	длина, м/г	бесцветн ый, %	окрашенный , %
Контроль	700±100	266±80	966±180	14,7±2,4	43,5	56,5
Азид до посева	730±100	1930±100	2660±200	25,2±3,2	34,3	65,7
Азид после посева	836±166	2470±60	3306±226	24,0±4,5	19,7	75,6

При анализе состояния микоценозов видно, что наличие высших растений и, вероятно, увеличение доли растительного опада в вариантах с азидом натрия приводит к увеличению длины грибного мицелия (с 14,7 до 24–25 м/г). Стабильно увеличивается и доля меланизированных форм грибов, хотя их процентная доля через два месяца после внесения азид существенно ниже, чем через 2 недели, и более близка таковому показателю в контрольном варианте (табл. 95 и 96).

Определение урожая газонных трав с учетом биомассы корневой системы показывает, что внесение азид натрия до посева действует аналогично внесению удобрений, тогда как обработка азидом натрия посевов провоцирует гербицидный эффект и приводит к существенному снижению урожая (табл. 97).

**Влияние азид натрия на урожай газонных трав (г/м<sup>2</sup> сухой биомассы)**

Вариант	Надземная часть	Корневая система
Контроль	495	380
Азид до посева	945	409
Азид после посева	112	48

Таким образом, результаты наших опытов показывают, что предварительная обработка почвы азидом натрия с последующим посевом семян злаков приводит к сравнительно быстрой детоксикации почвы, накоплению биомассы фотосинтезирующих микроорганизмов и повышению урожайности высших растений. В то же время нецелесообразно применять данный препарат во время вегетации растений, что приводит и к снижению урожая растений, то есть в случае газонных трав – к изреживанию посевов, утрате декоративных качеств газонов. О токсикозе почвы в данном варианте свидетельствует максимальный уровень развития микромицетов с окрашенным мицелием.

## Биотестирование и биоиндикация с использованием организмов различной систематической принадлежности

Биотестирование с использованием организмов разной систематической принадлежности как равноправный метод оценки состояния окружающей среды вошёл в практику научных исследований и работы учреждений, связанных с деятельностью особо опасных химических объектов (в первую очередь, предприятий по уничтожению химического оружия на территории РФ). В частности, ответные реакции таких микроорганизмов, как кишечная палочка, одноклеточные зелёные водоросли и простейшие на действие возмущающих факторов положены в основу создания ряда гостированных методик. В то же время круг микроорганизмов – потенциальных биотестеров – намного шире, чем используемые организмы.

Использование в качестве биотеста одноклеточной зелёной водоросли *Chlamydomonas reinhardtii* в трёх вариантах – на генотоксичность, на индукцию мутантных колоний (мутагенность) и на маркеры окислительного стресса (МДА,  $H_2O_2$  и фотосинтетические пигменты) – проводили для определения степени загрязнения воздуха (София, Болгария). Получен сильный токсичный и/или генотоксический эффект в районе железной дороги. В то же время изменения биомаркеров окислительного стресса показали наличие поллютантов в образцах воздуха всех районов города (Dimitrova et al., 2009).

Одним из показателей токсичности ТМ является снижение концентрации хлорофилла при инкубировании образцов почв с зелёной водорослью *Chlorococcum infusionum*, которую использовали как тест-организм на загрязнение почвы ионами Sb, Cu, Hg (Hammel et al., 1998).

Однако при проведении опытов на токсичность с использованием микробных биотестов необходимо учитывать и такой показатель, как плотность клеток (Домрачева и др., 2008; Franklin et al., 2002). Например, при определении токсичности ионов свинца для ЦБ *Nostoc paludosum* было показано, что при снижении титра клеток с  $2,2 \cdot 10^8$  в 1 мл до  $2,2 \cdot 10^6$  (т. е. в 100 раз) количество жизнеспособных клеток уменьшается в 8 раз (с 88 до 11%). При определении токсичности меди с водорослью *Clorella sp.* при разной исходной плотности клеток ( $10^2$ – $10^7$  кл/мл) токсичность падала с увеличением исходной плотности клеток. Вольтамметрические исследования показали, что при более высокой плотности клеток меньше меди связывается с клетками, что вызывает более низкое потребление меди и её более низкую токсичность. Химические исследования показали, что снижение токсичности меди объясняется снижением уровня растворенной меди в результате её взаимодействия с внеклеточными выделениями водоросли. Поэтому при высокой плотности клеток в биотесте можно недооценить токсичность меди.

Существуют комплексные системы биотестирования (Broos et al., 2005). Так, например, для оценки загрязнения ТМ почв использовали три микробиологических теста: потенциальную интенсивность нитрификации, субстратиндуцируемое дыхание и основное дыхание, а также два теста на растениях, один из которых включал симбиотическую азотфиксацию. Выявление отрицатель-

ных эффектов показало, что наиболее чувствительным к действию ТМ оказался показатель потенциальной интенсивности нитрификации, а наименее чувствительным – основное дыхание.

Основой биоиндикации состояния любых экосистем может быть реакция организмов, длительное время подвергающихся антропогенным воздействиям. Критерием отбора биоиндикационных показателей выступают самые разные признаки состояния отдельных видов и (или) их сообществ (морфологические, структурные, количественные, биохимические, физиологические, генетические), если эти признаки закрепляются в поколениях и могут быть идентифицированы.

Например, предлагается в качестве одного из индикаторов экологического состояния почв использовать микробную биомассу (Полянская, 2004). Автор полагает, что общее количество биомассы, распределение её по профилю, доля прокариотного комплекса во всей биомассе, соотношение спор и мицелия в комплексе грибов являются важнейшими индикаторными признаками экологического состояния почвенного покрова и дают основание для количественной оценки нарушений в функционировании комплекса почвенных микроорганизмов. Опираясь на изучение ненарушенных аналогов, можно разрабатывать микробиологические критерии степени деградации и успешности рекультивационных мероприятий применительно к конкретному типу почвы в конкретных физико-географических контекстах.

При изучении эпикортимальных сообществ г. Кишинева были выявлены изменения формы, строения клеток и талломов у видов зелёных водорослей *Trentepohlia aurea*, *T. umbrina* и других, доминирующих на коре *Quercus robur*, *Betula pendula*, *Populus nigra*, *P. alba*, *Salix caprea*. В загрязненном воздухе преобладали одноклеточные или слабоветвящиеся талломы в эпикортимальных популяциях *Trentepohlia*, а в чистом – обильно ветвящиеся. Данный признак рекомендуется в качестве индикационного для оценки состояния окружающей среды (Rosioru et al., 2008).

В ходе многолетних изучений структурно-функциональной организации почвенных альго-цианобактериальных сообществ был выявлен биоиндикационный потенциал цианобактерий (ЦБ), развивающихся в специфических условиях природных, сельскохозяйственных, урбанизированных и техногенных экосистем умеренной зоны России.

1. Представители различных видов гетероцистных и безгетероцистных ЦБ являются постоянным компонентом фототрофных микробных сообществ в природных экосистемах, достигая пика своего развития в конце лета – начале осени как по флористическому обилию, так и по численности популяций.

2. В любом типе почвы возможно массовое размножение ЦБ на поверхности («цветение» почвы), при котором формируются многовидовые ценозы, включающие, помимо ЦБ, представителей эукариотных водорослей, микромицетов и различных эколого-трофических групп бактерий. Архитектоника «цветения» почвы характеризуется наличием тесных, классических, типов отношений фототрофов с гетеротрофными партнёрами на уровне физических, трофических и аллелопатических контактов. Механическое разрушение биоплёнок

«цветения» приводит к сравнительно быстрой «самосборке» данного сообщества с возвратом к нарушенной структуре.

3. Биоиндикационная роль ЦБ наиболее ярко проявляется в агроэкосистемах, отражая уровень биогенных элементов как при их исчерпании, так и при избытке. Например, появление в конце вегетационного сезона наземных трансформированных альгоценозов с отсутствием цианобактериального компонента, прежде всего видов-азотфиксаторов, является доказательством перегрузки почвы техническим азотом и дальнейшими нежелательными последствиями данного явления.

4. Почвы урбанизированных и техногенных территорий, подверженные постоянному воздействию поллютантов различной химической природы, создают условия для развития специфических группировок ЦБ. Химическое загрязнение территорий нарушает ход природных сезонных сукцессий, при которых происходит последовательная смена эукариотных и прокариотных фототрофов. Освоение экониш с повышенным содержанием тяжёлых металлов, мышьяка, фосфорорганических соединений и других токсикантов происходит преимущественно за счёт круглогодичного доминирования безгетероцистных ЦБ из родов *Phormidium* (*Ph. autumnale*, *Ph. boryanum*, *Ph. formosum*) и *Leptolyngbya* (*L. fragilis*, *L. foveolarum*, *L. angustissima*).

Исследования, проведённые в последние годы, показывают, что биотестирование и биоиндикация, проведённые с помощью ЦБ, адекватно отражают уровень химического загрязнения среды. В этом плане проведены работы в трёх направлениях.

1. Чёткую реакцию на загрязнение почвы проявляют природные биоплёнки *Nostoc commune*, которые представляют собой многовидовые природные микробоценозы, образованные цианобактериями, водорослями, микромицетами и разнообразными эколого-физиологическими группами сапротрофных бактерий. Структурированность подобных комплексов и их механическая прочность определяется наличием слизиобразующих, мицелиальных и нитчатых форм, вследствие чего формируются плёнки, обладающие значительной степенью прочности на разрыв. Изменения экотопа, связанные с действием поступающих извне минеральных и органических поллютантов, приводят к кардинальной перестройке структуры сообщества биоплёнок. Так, под влиянием солей тяжёлых металлов, мышьяка, хлорида натрия, азидов, пирофосфатов и метилфосфоной кислоты происходит резкое сокращение видового обилия водорослей и ЦБ, снижается плотность их клеток. Доминирующая роль от *N. commune* и других гетероцистных ЦБ постепенно переходит к безгетероцистным видам ЦБ, в первую очередь *Phormidium formosum*, *Ph. boryanum*, *Ph. uncinatum*, *Leptolyngbya foveolarum*. Снижается также численность гетеротрофных азотфиксирующих бактерий. Существенно увеличивается вклад в структуру биоплёнок микромицетов, особенно их меланозированные формы. Биоразлагаемые формы *N. commune* могут использоваться в качестве тестовых биосистем при определении уровня загрязнения почвы по степени ингибирования или доминирования отдельных членов сообщества.

2. Нами показано, что простым, экспрессным и точным методом биотестирования токсичности минеральных и органических поллютантов является определение жизнеспособности клеток чистых культур азотфиксирующих гетероцистных видов ЦБ рода *Nostoc* (*N. paludosum*, *N. linckia*, *N. muscorum*) по их дегидрогеназной активности с помощью трифенилтетразолияхлорида. Показана возможность использования в качестве биомаркерного признака токсичности поллютантов определения перекисного окисления липидов (ПОЛ). Установлен высокий уровень коррелятивной зависимости между ПОЛ и количеством погибших клеток.

Таким образом, результаты, полученные в серии полевых и лабораторных экспериментов, показывают возможность успешного использования ЦБ в целях биоиндикации и биотестирования окружающей среды на наличие в ней поллютантов различной химической природы.

Среди приемов микробиологической индикации, четко ориентированных на определение загрязнения почвы, большую популярность приобрел метод выявления в структуре микромицетного комплекса доли пигментированного мицелия (Марфенина, 2005; Талалайко, 2005; Терехова, 2007; Домрачева и др., 2008; Евдокимова и др., 2010).

### **Использование микроскопических грибов для диагностики состояния почвы**

Массовое развитие микроскопических грибов происходит в любом типе почвы. В настоящее время убедительно доказано, что по масштабам минерализационной деятельности грибы сопоставимы или даже превосходят активность сапротрофных бактерий (Полянская, 1997). Как правило, численность грибных пропагул, биомасса и длина мицелия коррелируют с количеством поступающего в почву растительного опада. В отдельных случаях длина грибного мицелия может достигать нескольких километров в 1 г почвы, а биомасса – нескольких тонн на 1 га.

Загрязнение окружающей среды стало фактором, резко меняющим состояние грибных популяций в почве. При высоком уровне антропогенной нагрузки наблюдается упрощение видовой структуры комплексов микромицетов, а также происходит стремительное замещение группировок сапротрофов на аллергенные, оппортунистические и паразитические формы (Марфенина, 2005). Оценка состояния среды оказывается узловой задачей любых мероприятий в области охраны природы и природопользования. Без этого невозможно правильное решение ни одной из частных или общих проблем, даже тех, которые, на первый взгляд, не имеют к этому прямого отношения.

Судить о качестве природной среды обитания можно по биологической оценке, а именно, с применением метода биоиндикации и его частного случая – биотестирования. То есть узнать о здоровье среды обитания, её пригодности для жизни позволяют сами живые организмы-биоиндикаторы.

При всей важности проведения интегральной оценки состояния окружающей среды на всех уровнях, с применением различных подходов (включая



опытах изучали изменение структуры микоценозов под влиянием загрязнителей минеральной и органической природы. Среди органических соединений значительное изменение структуры сообщества микрогрибов происходит под влиянием трефлана – гербицида, широко применяемого в сельском и садовом хозяйстве (табл. 97).

Возрастание концентрации данного ксенобиотика в почве приводит к неуклонному возрастанию в структуре популяций микромицетов доли темноокрашенных меланизированных форм, что явно свидетельствует о возрастании токсикоза почвы.

Таблица 98

**Влияние трефлана на структуру популяций микромицетов (%)**

Концентрация трефлана, г/л	Бесцветные формы	Окрашенные формы
0 (контроль)	50,6	49,4
0,000025	21,0	79,0
0,00025	12,5	87,5
0,0025	3,2	96,8

Таким образом, результаты проведённых исследований показывают, что в отсутствие высшего растения в замкнутой системе внесение в почву возрастающих концентраций трефлана приводит к нарастанию негативных тенденций, о чём свидетельствует возрастание в структуре популяций микромицетов с меланизированным мицелием.

Аналогичным образом на микоценозы действует и азид натрия (табл. 99).

Таблица 99

**Влияние азид натрия на развитие фототрофов и микромицетов в почве без растений**

Вариант	Мицелий микромицетов		
	длина, м/г	бесцветный, %	окрашенный, %
Контроль	27,5	73,7	26,3
Азид натрия	18,9	14,7	85,3

Четкая дифференциация популяций микромицетов наблюдается непосредственно в городских почвах (табл. 100).

Таблица 100

**Особенности популяций микромицетов при «цветении» городских почв**

Зона обследования	Длина мицелия, м/см <sup>2</sup>	Структура популяций, %	
		бесцветные	окрашенные
Промышленная	14,4±2,1	31,7	68,3
Селитебная	26,6±3,0	57,9	42,1
Парковая	21,8±2,2	44,0	56,0
Транспортная	34,8±1,6	23,6	76,4

На напряжённую экологическую ситуацию в местах обследования указывает преобладание микромицетов с меланизированным мицелием. Известно, что синтез меланинов грибами – ответная реакция не только на избыточную



инсоляцию, но и адаптация к накоплению в среде поллютантов (Марфенина, 2002; Терехова, 2007). Так, исходя из результатов, приведённых в табл. 101, ясно, что достаточно высокий уровень загрязнения характерен для промышленной (68,3% грибов с окрашенным мицелием в структуре популяций) и транспортной зон (76,4% меланизированных микромицетов).

Обобщение результатов по проведению микологического анализа состояния почв в Кировской области в экологически чистых и экологически опасных районах показало возможность применения данного метода для применения оценки состояния почв на степень её возможного загрязнения до проведения химических анализов. Микоиндикация не даёт ответа, что явилось причиной напряженной экологической ситуации в почве, но указывает на появление неблагоприятных тенденций (табл. 98–100).

Исследования были проведены с образцами почвы, отобранными на территории Даровского, Кильмезского, Кирово-Чепецкого и Оричевского районов Кировской области. Даровской район относится к числу наиболее благополучных в экологическом плане районов области, так как на территории района нет предприятий химической промышленности. На территории Кировской области находится три особо опасных в экологическом плане объекта. Так, на границе Кильмезского и Немского районов находится Кильмезское захоронение ядохимикатов. В середине 70-х гг. прошлого века здесь было захоронено более 70 наименований химических веществ общим весом около 590 тонн, из них 52 т – пестициды 1-го и 2-го классов опасности. На территории Кирово-Чепецкого района располагается Завод полимеров и Завод минеральных удобрений (ЗМУ). Оба завода, которые традиционно объединяются по названию Кирово-Чепецкий химический комбинат (КЧХК), относятся к химически опасным предприятиям (1-я степень опасности). На Заводе полимеров производятся фторполимеры, на ЗМУ действуют крупнотоннажные производства карбоната кальция, аммиака, азотной кислоты, аммиачной селитры, сложных минеральных удобрений. В Оричевском районе находится объект по хранению и уничтожению химического оружия (ОХУХО) «Марадыковский», который введен в действие в сентябре 2006 г.

Образцы исследуемой почвы во всех случаях отбирались с глубины 0–5 см по стандартным микробиологическим методикам. Далее отобранные почвенные образцы доставлялись в лабораторию, где был проведен количественный анализ популяций микромицетов. С этой целью под микроскопом проводили подсчёт длины грибного мицелия с помощью окуляр-микрометра и определение численности грибных пропагул (фрагментов мицелия) на фиксированных мазках в 9-кратной повторности. В процессе счёта дифференцировали фрагменты мицелия на окрашенные и бесцветные с последующим определением процентного вклада пигментированных и бесцветных форм грибов в структуру популяций микромицетов.

В Даровском районе объектами исследований были почвы различных экосистем: лес (елово-сосновый), луг (злаково-разнотравный), поле (после посева овса), огород, свалка твёрдых бытовых отходов (ТБО) и свалка промышленных отходов (ПО), в данном случае отходов лесопилок. Исследуемые поч-

вы: под лесом – подзолистая, под лугом – пойменная, под полем и огородом – дерново-подзолистая, свалки на подзолах. Определение структуры популяций в почвах показало, что в природных (лес, луг) и сельскохозяйственных (поле, огород) экосистемах микромицеты с окрашенным мицелием в структуре популяций составляют менее 50% (табл. 101). В почвах под ТБО и ПО, наоборот, окрашенных микромицетов около 70%. Эти данные могут свидетельствовать об относительной чистоте одних почв (елово-сосновый лес, луг, поле, огород) и о наличии техногенного загрязнения других (свалки ТБО и ПО).

Таблица 101

**Структура популяций микромицетов в почвах различных экосистем Даровского района, %**

Экосистема	Бесцветные	Окрашенные
Елово-сосновый лес	56,7	43,3
Луг	53,7	46,3
Поле	57,5	42,5
Огород	51,8	48,2
ТБО	29,9	70,1
ПО	30,8	69,2

Для оценки состояния окружающей среды Кильмезского района было заложено 8 площадок мониторинга (ПМ), все они расположены вниз по склону от места захоронения ядохимикатов. Фоновая площадка (ФК) находится примерно в 5 км к востоку от захоронения. На этой площадке под посадками соснового леса распространены подзолистые почвы. Площадки мониторинга расположены на заболоченных берегах р. Осиновка и ее притоков, образцы почв представлены перегнойными и торфяно-перегнойными горизонтами. При сравнении соотношения в структуре популяций микромицетов форм с окрашенным и бесцветным мицелием выявлено, что по данному показателю все обследованные площадки намного превышают значения, зарегистрированные для фоновой территории (табл. 102).

Таблица 102

**Структура популяций микромицетов на площадках мониторинга вблизи Кильмезского захоронения ядохимикатов, %**

Площадки мониторинга	Микромицеты с мицелием	
	бесцветным	окрашенным
1К	40,5	59,5
2К	50,0	50,0
3К	35,9	64,1
4К	29,9	70,1
5К	21,5	78,5
6К	20,2	79,8
7К	27,1	72,9
ФК	60,4	39,6

Одним из основных источников загрязнения окружающей среды в Кировской области является КЧХК. Как показано ранее, загрязнителями природного

комплекса являются фторид-, нитрат-ионы, катионы аммония, ионы тяжелых металлов. В ходе проведенного исследования было отобрано 8 смешанных почвенных образцов из верхнего горизонта. Участки отбора почв приурочены к поверхностным водным объектам: р. Елховке, оз. Бобровое, оз. Просное, болотам. Почвы района исследования в основном относятся к гидроморфному ряду. На данной территории наиболее распространенными являются аллювиальные дерновые и аллювиальные болотные почвы. Анализ структуры популяций микромицетов показывает, что на всех участках преобладают окрашенные (меланизированные) формы грибов, составляя от 61,4 до 95,7% (табл. 103).

Таблица 103

**Структура популяций микромицетов в точках отбора проб на территории КЧХК, %**

Площадки мониторинга	Бесцветные	Окрашенные
П-13	25,4	74,6
904	11,3	88,7
906	38,6	61,4
907	34,5	65,5
913	23,0	77,0
918	35,3	64,7
920	15,1	84,9
921	4,3	95,7

К числу потенциальных источников загрязнения окружающей среды в Кировской области относится объект по уничтожению химического оружия «Марадыковский». Особенно актуальным вопросом при утилизации химического оружия является то, что в процессе уничтожения образуется большое количество различных продуктов деструкции отравляющих веществ, содержащих фосфорорганические вещества и мышьяк, которые могут попасть в природный комплекс. Определение содержания темноокрашенных грибов фоновых и загрязненных территорий вблизи ОУХО «Марадыковский» выявило следующую картину – в загрязненных почвах представительство темноокрашенных грибов превышает 50%, причем для некоторых почв существенно, достигая 95,7% в аллювиальной дерновой глеевой почве. Наши результаты согласуются с литературными данными, согласно которым в загрязненных почвах обилие темноокрашенных грибов на 15–30% больше, чем в фоновых. Выявленные нами показатели даже существенно выше литературных данных (табл. 104).

Таблица 104

**Содержание грибов с темноокрашенным мицелием в фоновых и загрязнённых почвах, %**

Почва	Дерново-подзолистая супесчаная	Средне-подзолистая песчаная	Аллювиальная дерновая глеевая	Аллювиальная дерновая среднеподзолистая
Фоновая	23,2	49,9	15,3	25,0
Загрязнённая	56,0	83,6	95,7	83,6



вирулентности по отношению к высшим растениям, проводить поиск наиболее эффективных антагонистов.

4. Поиск микробов-антагонистов по отношению к фузариям проводится по классической схеме, включающей взаимодействия на уровне чистых культур и определение активности антагониста по диаметру зоны лизиса на колонии гриба. Выявленные наиболее активные антагонисты или их комплексы используются для обработки искусственно инфицированных семян. В дальнейшем классифицируют антагонисты по степени защиты растений от инфекции. Последующие испытания проводят в полевых условиях. Среди наиболее активных антифузариозных микроорганизмов мы выделили различные штаммы почвенных цианобактерий из музея фототрофных микроорганизмов кафедры ботаники, физиологии растений и микробиологии им. Э. А. Штиной Вятской ГСХА. При цианобактериальной обработке семян сельскохозяйственных, декоративных культур, а также семян, сеянцев и саженцев хвойных пород уровень фузариозной инфекции снижается на 13–80%. Более того, экзометаболические продукты цианобактерий стимулируют рост надземной части и корневой системы проростков, ускоряют прохождение вегетативной стадии, приближая сроки цветения и плодоношения.

5. Помимо вредоносной роли, грибы рода *Fusarium* представляют существенный биотехнологический интерес. Так, для *Fusarium oxysporum*, выделенного из урбанрёма г. Кирова, доказан высокий уровень извлечения тяжёлых металлов из растворов. Например, биосорбция свинца достигает 100%. Следовательно, отдельные штаммы фузариев перспективны в смысле разработки биоремедиационных мероприятий, направленных на снижение загрязнения окружающей среды.

## ГЛАВА 6.

### МИКРООРГАНИЗМЫ КАК БИОСОРБЕНТЫ ПОЛЛЮТАНТОВ

Способность отдельных групп микроорганизмов к связыванию, деструкции и детоксикации различных поллютантов является теоретической основой использования их в биоремедиационных целях и, в частности, в качестве биосорбентов. Известно также, что одни из организмов обладают широким спектром действия, другие проявляют специфичность к определённому загрязнителю. Вследствие этого поиск микроорганизмов, аккумулирующих и трансформирующих поллютанты, включая ТМ, из окружающей среды, – одна из актуальных задач биотехнологии.

Антропогенная нагрузка на окружающую среду приводит к активной циркуляции в водных и почвенных экосистемах широкого спектра токсикантов минеральной и органической природы. Поэтому для эффективных биотехнологических методов очистки экосистем предполагается использование микроорганизмов с высокой устойчивостью к воздействию токсикантов и высокой скоростью наращивания биомассы. Перспективными объектами в этом плане считают дрожжи (Лозовая и др., 2004; Vadkertiova, Slavikova, 2006), плесневые грибы (Ровбель и др., 2000; Slaba., Dlugonski, 2000; Massaccesi et al., 2002; Куимова и др., 2008; Vahabi et al., 2008), псевдомонады (Andreoni et al., 2003), актиномицеты и актинобактерии (Ledeau et al., 2002; Костина и др., 2004), водоросли (Franklin et al., 2002; Raize et al., 2004; Morin et al., 1998; Voutry et al., 2008), у которых эффективность сорбции достигает 80% и более. Использование сорбционных способностей других микроорганизмов также является основой проведения биоремедиационных мероприятий. В частности, разработан метод получения грибного инокулюма для очистки почвы, загрязненной органическими соединениями. Инокулюм представляет собой твердые частицы субстрата, покрытые суспензией спор грибов или фрагментами мицелия. Эти частицы при инкубировании покрываются воздушным мицелием. В качестве инокулюма служили грибы *Phanerochaete chrysosporum*, *P. sordida*, *Irpex lacteus*, *Bjerkandera adusta*, *Trametes versicolor*. Такой инокулюм противостоял конкуренции и пролиферации местными почвенными микроорганизмами. Грибы разлагали пентахлорфенол в течение 4 недель (Исрабиджанов, 2006). Детоксикация почвы, загрязненной ТМ, происходит при её инокуляции ацидофильными хемолитотрофными бактериями (Groudev, 1996). Наблюдалось увеличение подвижности ТМ вследствие микробного окисления сульфидов и их миграции из горизонтов А и В1 в В2. В глубоких слоях почвы сульфатредуцирующие бактерии, населяющие горизонт В2, снова восстанавливали сульфаты до  $H_2S$ , который способствовал осаждению ТМ в виде нерастворимых сульфидов.

В последнее время предложен экспрессный электрохимический метод мониторинга накопления ТМ микроорганизмами на поверхности углеродных электродов. В качестве модели исследовали микромицет *Trichoderma viride*, культивируемый в среде с повышенным содержанием меди. Биомасса клеток

генерировала ток окисления металлической меди, величина которого пропорциональна содержанию ионов меди в среде (Шахмаева и др., 2010). Результаты показали, что *Trichoderma viride* аккумулирует ионы меди, предположительно, с образованием наночастиц меди на поверхности микроорганизма.

Одна из теоретических моделей взаимодействия микробного сорбента с металлами создана на основе экспериментальных данных (Таширов и др., 1997). Согласно этой модели на 1-м этапе происходит аккумуляция металлов преимущественно за счёт физико-химической сорбции биомассой микробного сорбента. После резкого снижения концентрации токсичных металлов в растворе создаются благоприятные условия для «активного метаболизма» микроорганизмов. На 2-м этапе взаимодействия за счёт интегральных механизмов метаболической активности (микробное восстановление металлов, связывание клеточными структурами, осаждение экзометаболическими и т. д.) происходит дальнейшая аккумуляция металлов. На 3-м этапе вследствие «замедленного метаболизма» микробный сорбент аккумулирует следовые количества металлов. Биосорбция металлов может быть перспективным направлением утилизации отходов биомассы микроорганизмов биотехнологических производств. При этом биосорбент может использоваться как для детоксикации промышленных стоков, так и для выделения из растворов ценных металлов. В связи с этим была проведена оценка потенциальной возможности применения клеток дрожжей – продуцентов экзополисахаридов в качестве биосорбента (Тихомирова, Витовская, 1996). Показано, что нативные клетки *Cryptococcus laurentii* – отход производства высоковязкого гетерогликана крилана – проявили высокую сорбционную активность. При этом в течение 1 ч из раствора, содержащего 1 мМ  $\text{Cu}^{2+}$ , сорбировалось 81,2% меди при концентрации биомассы сорбителя 1 г/л. Сорбция ионов металлов на лигандных группах на мембране микроорганизмов может лежать в основе метода обработки сточных вод, загрязненных ТМ. Так, была проведена оценка способности *Brevibacterium* удалять из водных растворов двухвалентные ионы ТМ (Pb, Cd, Cu), присутствующие в растворе либо отдельно, либо совместно в виде смеси двух разных ионов (Vecchio et al., 1998). Для иммобилизации использовали полиакридный гель, которым, после измельчения, заполняли проточные колонки. Связывающая способность для ионов ТМ располагалась в следующем порядке:  $\text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cd}$ . Удельная захватывающая способность составляла для Cu, Pb, Cd 0,54 мМ/г сухой биомассы клеток, 0,36 мМ/г и 0,14 мМ/г, соответственно. С использованием иммобилизованных показана эффективность удаления из растворов данных ТМ. Присутствие в растворе Cd или Cu не влияло на удаление из раствора Pb. Pb ингибировал удаление из раствора Cu и Cd. При промывке хелатообразователем (ЭДТА) происходило восстановление связывающей ионы ТМ способности клеток, что указывает на возможность многократного использования данной системы.

Большим биоремедиационным потенциалом обладают фотосинтезирующие прокариоты – цианобактерии: см обзоры (Фокина и др., 2006; Домрачева и др., 2010).

При изучении сорбционных свойств в отношении ТМ зеленой водоросли *Chlorella kessleri* и ЦБ *Aphanocapsa sp.* и *Anabaena flosaqua* было показано, что наиболее эффективно сорбировали Pb, Cu, Cd и Zn мертвые клетки *C. kessleri* (Pawlic et al., 1998). Эта способность была выше в отношении Cd и Zn при pH 7, чем при pH 4. Оптимально значение величины pH, равное 6, для сорбции Pb и Cu. При этой величине pH мертвые клетки *C. kessleri* могут связывать на 1 г сухого веса до 37 мг Cd, 38 мг Zn, 21 мг Cu и 70 мг Pb. Почти полное удаление металлов из растворов при их концентрации <10 мг/л происходит за 1 час под влиянием иммобилизованных на альгинате кальция клеток *Chlorella vulgaris*. Присутствие второго металла подавляет сорбцию основного металла свободными и иммобилизованными клетками хлореллы, но подавление сорбции Ni под влиянием Cu сильнее, чем подавление сорбции Cu под влиянием Ni. Общее количество сорбированных металлов (Ni+Cu) из бинарных растворов свободными и иммобилизованными клетками хлореллы всегда ниже, чем общая сорбция отдельных металлов из одинарных растворов, что указывает на существование конкуренции между Cu и Ni за места связывания на хлорелле (Mehta, Gaur, 2001).

Созданы микробные сорбенты, основанные на синтрофных ассоциациях различных видов (Таширев и др., 1997). Данный сорбент представляет собой гранулы, устойчивые в водных растворах на протяжении длительного времени. Кроме микроорганизмов, в состав сорбента входят источники углерода, фосфора, азота и т. д. Наличие источников питания в сорбенте обеспечивает метаболическую активность иммобилизованных в гранулах микроорганизмов. Физико-химическая сорбция и метаболическая активность микроорганизмов приводят к эффективному извлечению из водных растворов широкого спектра токсичных ТМ ( $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ag}^+$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Sr}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ ,  $\text{Sn}^{4+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{4+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  и др.). Отрабатываются конкретные методики повышения адсорбционной активности организмов. Интересен вариант использования в качестве сорбента некоторых водорослей, включая *Chlorella vulgaris*, при котором используют как биомассу водорослей, так и побочные продукты их переработки (Sandau et al., 1996a; Sandau et al., 1996d). Промытую и измельченную биомассу водорослей суспендируют в дистиллированной воде с ТМ (в форме нитратов). Происходит увеличение сорбционной емкости с увеличением исходной концентрации металла. Эффективность захвата металлов наблюдалась у живых, у мертвых клеток и продуктов переработки водорослей. В результате культивирования *Chlorella vulgaris* на питательной среде с добавлением нитратов ТМ получили резистентные экотипы, которые можно использовать в качестве инокулята-сорбента. При использовании резистентных к кадмию клеток хлореллы из среды удаляется 40% ионов металла.

Клетки *Chlorella vulgaris* способны концентрировать даже золото, введенное в среду в форме тетрахлораурата. Величины биосорбции  $\text{Au}^{3+}$  клетками различного физиологического состояния близки и достигают порядка 70% сухой биомассы. Количество связанного клетками золота линейно возрастает при увеличении концентрации золота до 50 мг/л (Грузина и др., 2000).



Интересен факт выделения бактерии *Pseudomonas aeruginosa*, которая способна извлекать свинец из твердой среды и почвы. Так, при pH почвы 5,0 и 6,0 было извлечено 3,8 и 6,4% валового свинца соответственно (Vesper et al., 1996).

ЦБ нескольких родов (*Nostoc*, *Aphanothece*, *Cylindrospermum*, *Gloeotrichia*) использовали для снижения токсичности почв, загрязненных промышленными отходами. С увеличением времени воздействия и концентрации Hg в загрязненных почвах у ЦБ снижалось содержание нуклеиновых кислот, протеинов и свободных аминокислот. В то же время ЦБ накапливали значительные количества Hg, наблюдалось увеличение отношения РНК/ДНК и снижение отношения протеины/РНК и протеины/свободные аминокислоты (Mishra, Nanda, 1997).

Биосорбент должен удовлетворять как минимум трём требованиям: быть безопасным для человека и для окружающей среды; существенно понижать концентрацию металла при сравнительно небольших массе и размерах; его применение должно быть экономически целесообразно. Важнейшие характеристики техники исследований: продолжительность контакта культуры с токсикантом, состояние (физиологическое, агрегатное и т. д.) организмов, концентрация ионов ТМ. Во время продолжительных контактов с токсикантами есть возможность изучить изменения многих физиологических характеристик микроорганизмов, исследовать их устойчивость, то есть такие исследования очень полезны для пополнения научных знаний о влиянии токсикантов на жизнедеятельность микроорганизмов. Но наиболее перспективными считают биосорбенты с высокой степенью очистки при относительно кратковременном времени контакта. Однако при такой тактике исследований далеко не всегда возможно проследить изменения физиологических показателей. И тот и другой пути исследований являются ценными, а выбор зависит от цели исследования. Оба достаточно трудоёмки, но перспективны и актуальны.

В наших опытах определяли сорбционные способности по отношению к ТМ и нефтепродуктам отдельных видов ЦБ, а также природных цианобактериальных биоплёнок как с доминированием их безгетероцистных, так и гетероцистных форм. Из гетеротрофных организмов изучали уровень сорбционной активности у грибов р. *Fusarium*.

### **Исследования с чистыми культурами ЦБ р. *Nostoc***

Определение остаточного содержания Ni методами инверсионного электрохимического анализа (ИЭА) и атомно-абсорбционной спектроскопии (ААС), а также нефтепродуктов (НП) методом ИК-спектроскопии в культуральной жидкости проведено на базе научно-исследовательской экоаналитической лаборатории ВятГГУ. Пробоподготовку гомогенизированной биомассы ностока осуществляли аналогично сточным водам для инверсионного анализа и очищенным сточным водам для определения нефтепродуктов.

Сущность метода ИЭА определения никеля основана на адсорбционном концентрировании диметилглиоксиматных комплексов на поверхности рабоче-

го электрода. Аналитический сигнал – появление пика катодного восстановления адсорбированного комплекса, положение которого характеризует данное вещество (в зависимости от условий для никеля может находиться при потенциале  $1000 \pm 200$  мВ), а его высота пропорциональна концентрации никеля в растворе (Сборник..., 2004). Измерения проводили на вольтамперометрическом анализаторе «Экотест-ВА» с датчиком «Модуль ЕМ-04».

Параллельно проводили измерения концентрации Ni методом ААС на спектрометре «Спектр-5». В атомно-эмиссионной спектроскопии металлические атомы возбуждаются за счёт энергии пламени. При возвращении в основное состояние они излучают свет с характеристической длиной волны. Это излучение выделяется монохроматором и впоследствии измеряется его интенсивность, которая пропорциональна концентрации измеряемого элемента. В атомно-абсорбционном анализе измеряют поглощение, определяемое отношением интенсивностей излучения, прошедшего через пламя без пробы и после распыления в него исследуемого раствора (Методика, 2007). Анализ нефтепродуктов методом ИК-спектроскопии основано на выделении эмульгированных и растворенных нефтяных компонентов из почвы экстракцией четыреххлористым углеродом, хроматографическом отделении углеводородов от соединений других классов в колонке с оксидом алюминия и количественном их определении по интенсивности поглощения С-Н связей метиленовых (-CH<sub>2</sub>-) и метильных (-CH<sub>3</sub>-) групп в инфракрасной области спектра ( $2930 \pm 70$  см<sup>-1</sup>). Данный метод позволяет делать эффективную оценку нефтяного загрязнения, осуществлять непосредственный мониторинг загрязнений нефтяными углеводородами без потери каких-либо фракций. Измерение аналитического сигнала проводили на приборе «КН-2М» ((Методика, ПНД Ф 14.1:2.4.168-2000).

Определение содержания Ni и НП показало, что за 14 суток экспозиции ЦБ *N. linckia* в загрязнённой среде содержание токсикантов в культуральной жидкости существенно изменилось (табл. 105).

Таблица 105

**Остаточное содержание никеля и нефтепродуктов  
в культуральной жидкости *Nostoc linckia***

Вариант (по дозе вносимого токсиканта), мг/л	Методы определения		
	НП, ИК-спектроскопия, мг/л	Ni <sup>2+</sup> , ИЭА, мг/л	Ni <sup>2+</sup> , ААС*, мг/л
Контроль, 0	не обнаружено	не обнаружено	не обнаружено
Ni <sup>2+</sup> , 2		1,32±0,60	1,307±0,366
НП, 2	0,04±0,01		
Ni <sup>2+</sup> , 2 + НП, 2	0,14±0,04	1,38±0,62	1,175±0,329
Ni <sup>2+</sup> , 20		11,75±2,29	8,225±2,333
НП, 20	0,15±0,04		
Ni <sup>2+</sup> , 20 + НП, 20	0,88±0,22	11,13±2,67	9,150±2,521

Примечание: \* ИЭА – инверсионный электрохимический анализ;  
\*\* ААС – атомно-абсорбционная спектроскопия.

В анализе содержания Ni впервые сравнивали два метода его обнаружения: ИЭА и ААС. Выявлено, что оба метода дают сопоставимые результаты, хотя метод ААС даёт повышенные показатели поглощения. Некоторые расхождения в результатах можно объяснить тем, что для инверсионного определения приемлемы низкие концентрации, поэтому перед анализом исследуемые растворы были разбавлены в 250 раз. При разбавлении неизбежна ошибка анализа, чем и объясняется некоторая разница результатов анализа двумя методами (Выдра и др., 1980).

Тем не менее по полученным результатам чётко прослеживается определённая тенденция в поведении ЦБ на поглощение Ni из культуральной среды – чем выше первоначальная концентрация токсиканта, тем полнее его извлечение из среды биомассой ЦБ (табл. 106).

Таблица 106

**Уровень извлечения никеля из культуральной жидкости биомассой  
*Nostoc linckia* (%)**

Вариант (по дозе вносимого токсиканта), мг/л	Метод ИЭА	Метод ААС
Ni <sup>2+</sup> , 2 мг/л	34,0	34,65
Ni <sup>2+</sup> , 20 мг/л	41,25	58,87
Ni <sup>2+</sup> , 2+НП, 2	31,0	41,25
Ni <sup>2+</sup> , 20+НП, 20	44,35	54,25

Таким образом, уровень биосорбции токсикантов из жидкой среды ЦБ *N. linckia* может достигать почти 60%. Учитывая, что культура ЦБ первоначально развивалась в загрязнённой среде, реально предположить, что уровень биосорбции может быть существенно выше, если биомассу ЦБ, выращенную без добавления токсикантов, использовать как фильтр, пропуская через неё загрязнённую жидкость. Следовательно, благодаря высокому уровню сорбционной активности *N. linckia* по отношению к никелю и нефтепродуктам данный штамм ЦБ можно рассматривать как перспективный объект для разработки методов цианобактериальной очистки жидкостей от токсикантов.

### **Биосорбционные способности цианобактериальных пленок**

Биоплёнки *Nostoc commune* – многовидовые структурированные сообщества с большой плотностью клеток организмов различных систематических уровней. Совокупность предполагаемых механизмов устойчивости микроорганизмов, входящих в состав биоплёнок, делает эти уникальные природные комплексы перспективным объектом в разработке методов биоиндикации и биоремедиации состояния окружающей среды (Домрачева и др., 2007). Установлено, что биопленки *N. commune* способны к аккумуляции ТМ в природных условиях. Так, на примере данных биопленок, собранных в восточно-европейской тундре России, было показано, что по степени биофильности к данному виду изученные ТМ образуют следующий ряд: Fe>Mn>Zn>Cu>Ni>Co>Pb>Cd. Содержание ТМ в ЦБ *N. commune*, собранной на условно фоновых территориях, отличается

постоянством и низкой вариабельностью, тогда как в талломах из районов, подверженных воздействию поллютантов, наблюдался разброс показателей по большинству изученных ТМ (Патова и др., 2000).

Нами было проведено изучение разницы в степени накопления токсичных металлов, структуры фототрофного комплекса и видового состава в зависимости от специфики антропогенной нагрузки, оказываемой на почву (Горностаева и др., 2011).

Объектами исследования были природные плёнки *Nostoc commune*, собранные вдоль обочины шоссе и железной дороги (табл. 107).

Таблица 107

**Видовой состав фототрофов биопленок *Nostoc commune*  
вблизи автомобильной и железной дороги**

Группы фототрофов	Автомобильная дорога	Железная дорога
Азотфиксирующие гетероцистные цианобактерии	1. <i>Nostoc commune</i> 2. <i>Nostoc punctiforme</i> 3. <i>Tolypothrix tenuis</i> 4. <i>Calothrix elenkinii</i> 5. <i>Microchaete tenera</i>	1. <i>Nostoc commune</i> 2. <i>Nostoc punctiforme</i>
Безгетероцистные цианобактерии	6. <i>Phormidium autumnale</i> 7. <i>Ph. boryanum</i> 8. <i>Ph. formosum</i> 9. <i>Leptolyngbya frigidum</i> 10. <i>L. fragilis</i> 11. <i>l. foveolarum</i> 12. <i>L. angustissima</i> 13. <i>Trichonema granulate</i> 14. <i>Oscillatoria sp.</i>	3. <i>Phormidium autumnale</i> 4. <i>Phormidium molle</i> 5. <i>Leptolyngbya fragilis</i>
Одноклеточные зеленые водоросли	15. <i>Clorella vulgaris</i> 16. <i>Chlamydomonas gloeogama</i> 17. <i>Clorococcum sp.</i> 18. <i>Coenocystis planctonica</i>	6. <i>Chlorella murabilis</i>
Нитчатые зеленые водоросли	19. <i>Stichococcus bacillaris</i> 20. <i>Klebsormidium flaccidum</i> 21. <i>Kleb. rivulare</i>	
Желтозеленые водоросли	22. <i>Characiopsis minima</i> 23. <i>Eustigmatos magna</i>	

Результаты определения содержания ТМ в почве представлены в табл. 108, а в биопленках – на рисунке 43.

## Содержание валовых и подвижных форм тяжелых металлов в почве (мг/кг)

Валовые формы						
Содержание ТМ	Zn	Cd	Ni	Mn	Pb	Cu
Автодорога	15,25±1,06	0,08±0,01	5,99±0,12	60,25±2,47	8,55±0,09	6,28±0,09
Ж/д дорога	34,85±0,49	0,177±0,005	4,48±0,11	207,50±3,53	8,76±0,13	5,45±0,03
ПДК	100,00	ОДК = 0,5	85,00	1500	30,00	55,00
Подвижные формы						
Автодорога	3,14±0,08	0,057±0,003	0,22±0,003	8,43±0,07	2,43±0,07	0,50±0,02
Ж/д дорога	3,62±0,02	0,045±0,002	–	1,76±0,01	–	0,44±0,01
ПДК	23,00	ОДК = 0,5	4,00	80,00	6,00	3,00

Примечание: «–» – менее предела обнаружения.

Химический анализ почвенных образцов показал, что превышения ПДК (ОДК) подвижных и валовых форм ТМ не обнаружено. В то же время химический анализ биопленок выявил высокий уровень содержания ТМ в самих пленках.

В биоплёнке вблизи железной дороги появляется значительное количество гетероцистных форм ЦБ и одноклеточных водорослей, исчезают нитчатые водоросли, достоверно снижается общее количество клеток. Всё это указывает на более высокий уровень токсичности почвы вблизи железнодорожного полотна. Эти данные подтверждаются результатами определения содержания ТМ в биоплёнках (рис. 43).

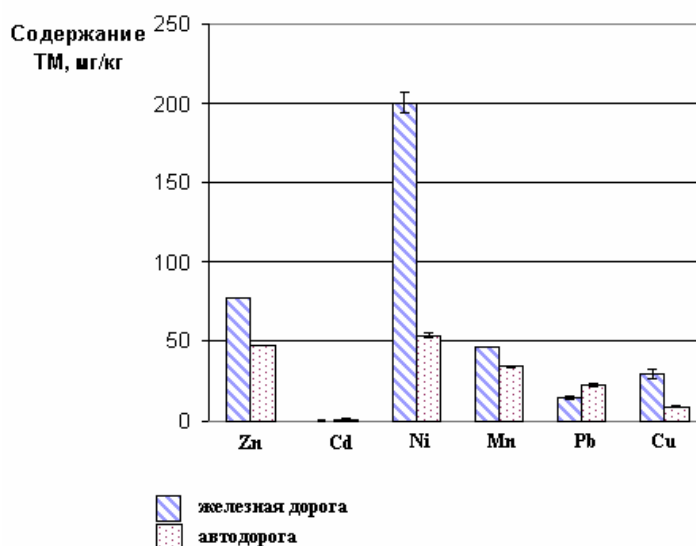


Рис. 43. Содержание некоторых тяжёлых металлов в природных плёнках *Nostoc commune* из различных экотопов

Цианобактериальные плёнки, как превосходные накопители ТМ, отражают экологическую напряжённость экотопа за счёт тяжёлых металлов. В плёнках вблизи железной дороги – высокие значения концентраций цинка, никеля и меди, значительно превышающие таковые в плёнках от автодороги. Этот факт объясним тем, что в почвы вблизи железной дороги попадают при

работе железнодорожного транспорта указанные ТМ при сгорании топлива, от трения колёс железнодорожных составов о рельсы, электропроводную систему, коррозии рельсов и проводов. Пробы плёнок, отобранные вблизи автодороги, отличаются более высоким содержанием свинца, что вполне объяснимо: использование многие годы этилированного бензина привело к его накоплению в почве.

Судя по результатам, приведенным в табл. 108, содержание ТМ в почве не превышает ПДК. Согласно химическому анализу состояние почв вблизи железной дороги и автодороги благополучно. Однако состояние биопленок говорит о наличии техногенного влияния и его специфике. Благодаря своим физиолого-биохимическим особенностям ЦБ обладают свойством концентрировать ТМ, таким образом очищая почву.

В биоплёнках, отобранных вблизи автодороги, обнаружено 23 вида фототрофов, а вблизи железной дороги – 11 видов, что также подтверждает наличие разницы в экологическом состоянии мест обитания сообществ (Домрачева и др., 2007).

Таким образом, видно, что сообщество биоплёнок *Nostoc commune*, различных экотопов, отражает специфику техногенного воздействия на окружающую среду. Эти уникальные сообщества, благодаря своей многогранности состава и свойств, могут фиксировать изменения, происходящие в природе. При внешне благополучном состоянии почв цианобактерии являются индикаторами техногенной нагруженности экотопа.

В дальнейшем биопленки, отобранные у железной дороги, использовали для определения уровня сорбции никеля и меди.

### **Биосорбция тяжелых металлов биопленками**

По литературным данным известно, что в опытах с биопленками уровень сорбции зависит от времени, в течение которого биосорбент находился с токсикантом. Аналогичные данные были получены при исследовании способности лиофилизированных биопленок, состоящих в основном из *Mastigocladus laminosus* и *Phormidium sp.*, адсорбировать металлы. Установлено, что связывание металлов клетками ЦБ уменьшается в следующем порядке:  $Cu > Ni > Pb > Cr$ . Максимальная сорбция наблюдалась через 15 мин контакта и сильно зависела от pH среды (Gloaguen et al., 1996). Кроме того, было показано, что биомасса ЦБ, иммобилизованная на силикагеле и помещенная в колонку, сохраняет способность извлекать металлы из подаваемой на колонку жидкости в течение ряда циклов адсорбции – десорбции. В наших опытах сухие, измельченные биопленки *N. commune* массой 0,02 г вносили в 150 мл раствора токсиканта. Варианты соответствовали 2 и 20 мг/л ионов  $Cu^{2+}$  и  $Ni^{2+}$ , а также смеси ионов токсикантов в вышеуказанных концентрациях. Через сутки экспозиции суспензию фильтровали и определяли остаточное количество  $Cu^{2+}$  и  $Ni^{2+}$ . Результаты приведены в табл. 109.

**Остаточное содержание ионов  $\text{Cu}^{2+}$  и  $\text{Ni}^{2+}$  в растворе  
после экспозиции с *Nostoc commune***

Начальное содержание ионов в растворе, мг/дм <sup>3</sup>	Остаточное содержание ионов в растворе, мг/дм <sup>3</sup>	Извлечение ТМ биопленкой <i>N.</i>
$\text{Cu}^{2+} - 20$	$4,1 \pm 1,9$	<i>commune</i> , %
$\text{Cu}^{2+} - 2$	$0,41 \pm 0,06$	80
$\text{Ni}^{2+} - 20$	$10,27 \pm 1,74$	51,3
$\text{Ni}^{2+} - 2$	$0,23 \pm 0,02$	88,5
$\text{Cu}^{2+} + \text{Ni}^{2+} - 20+20$	$\text{Cu}^{2+} - 1,53 \pm 0,23; \text{Ni}^{2+} - 12,2 \pm 1,06$	$\text{Cu}^{2+} - 92,4; \text{Ni}^{2+} - 40$
$\text{Cu}^{2+} + \text{Ni}^{2+} - 2+2$	$\text{Cu}^{2+} - 0,30 \pm 0,03; \text{Ni}^{2+} - 0,21 \pm 0,02$	$\text{Cu}^{2+} - 86; \text{Ni}^{2+} - 90$

Таким образом, показано, что уровень извлечения ТМ биопленками велик. Для меди, независимо от ее первоначальной концентрации, он достигает 80%. Для никеля по мере повышения концентрации с 2 до 20 мг/дм<sup>3</sup> поглотительная ёмкость биопленок снижается с 88,5 до 51,3%. В тех случаях, когда в растворе присутствуют оба ТМ, существенно повышается уровень извлечения меди, особенно при её концентрации с никелем по 20 мг/дм<sup>3</sup>. В то же время присутствие меди в растворе практически не влияет на уровень извлечения никеля.

### Биосорбционные способности микромицетов

Способность сорбировать поллютанты отмечена и для многих родов микромицетов. Так, для очистки сточных вод от ионов железа, свинца и кадмия разработана система четырехстадийного периодического реактора с использованием клеток *Rhizopus arrhizus* (Ozer et al., 1997). Биоаккумуляционные способности по отношению к ТМ проявляют различные виды дрожжей. Например, у *Kluyveromyces marxianus* степень аккумуляции зависела от концентрации металлов и возраста дрожжевой культуры. Молодые клетки (18 ч) лучше удаляли Cu и Co, старые (24 ч) – Zn. Аккумуляция Cu и Co мертвыми клетками была соответственно на 61 и 75% выше, чем живыми. Имобилизованные клетки удаляли в 1,6; 1,5 и 1,3 раза больше Cu, Co и Zn соответственно, чем свободные (Yusef, 1997).

В случае с нефтяными загрязнениями высокую активность к биodeградации и сорбции проявляют микромицеты, относящиеся к родам *Aspergillus* и *Penicillium*, которые в модельных опытах вызывают практически полную очистку (до 99%) воды от нефтезагрязнения в течение 45 суток (Миронова и др., 1996).

Среди организмов-убиквистов особое место занимают микромицеты р. *Fusarium*, распространенные практически повсеместно. В биологическом плане они представляют крайне неоднородную группу грибов, среди которых имеются ярко выраженные паразиты растений, факультативные паразиты, поражающие, как правило, ослабленные растения, и сравнительно многочисленные сапрофиты. Однако в последние десятилетия расширяется круг фузари-

ев-оппортунистов, а паразитические формы становятся все более агрессивными и токсиногенными, опережая в своей эволюции эволюцию культурных растений (Монастырский, 2001). Поэтому значительные усилия ученых всего мира направлены, в первую очередь, на совершенствование методов борьбы с этим опасным фитопатогеном. Вследствие этого наиболее подробно изучены особенности биологии, физиологии, биохимии и экологии паразитических штаммов фузариев, проведены биохимические определения фузариозных микотоксинов, очерчен круг микробов-антагонистов, которые в большей или меньшей степени обладают фунгистатическими или фунгицидными свойствами (Монастырский, 2001; Шахназарова и др., 2004; Domracheva et al., 2010). В то же время повышается интерес к слабо патогенным штаммам фузариев, которые рассматриваются как перспективные агенты для микоиндикационной оценки загрязнённых территорий (Терехова, 2007), как источники получения биологически активных веществ (Хамидова и др., 2007) и даже как модельные организмы в разработке методов биологической борьбы с сорной растительностью (Dog et al., 2007). Поскольку для многих микроскопических грибов была показана способность к закреплению внутри и на поверхности мицелия ТМ, извлекаемых из окружающей среды (White et al., 1997), представляется необходимым проведение в этом направлении исследований, связанных с определением сорбционных возможностей грибов р. *Fusarium*. Это тем более актуально, что устойчивость фузариев к ТМ доказывается постоянным выделением грибов этого рода из загрязнённых почв и придорожных экосистем (Марфенина, 2005).

В данной работе определяли биосорбционные возможности отдельных видов р. *Fusarium* по отношению к таким ТМ, как свинец, никель и медь.

Для этого решались следующие задачи:

1. Выделение природных изолятов фузариума с пониженным уровнем фитопатогенности.
2. Определение уровня биосорбции ТМ жидкими накопительными культурами фузариума.
3. Сравнение сорбционной способности разновозрастных культур фузариума.
4. Определение защитной роли грибов р. *Fusarium* при выращивании высших растений на средах с повышенным содержанием ТМ.

Объектами исследования были три рода грибов р. *Fusarium*: *F. culmorum*, лабораторный штамм, который использовали как эталонный образец фитопатогенности; *F. oxysporum*, выделенный из почвы придорожной зоны г. Кирова, и *F. sp.*, выделенный из атмосферного воздуха над придорожной зоной г. Кирова. Культуры микромицетов поддерживали как в жидкой, так и на агаризованной среде Чапека. Численность грибов р. *Fusarium* определяли стандартным методом – посевом почвенных разведений на агаризованную среду и методом оседания – для выделения и учёта воздушной микофлоры. Для определения уровня фитопатогенности выделенных штаммов фузариума получали взвесь макроконидий или путем смыва с мицелия, растущего на плотной питательной среде, или отделением от культуральной жидкости. После этого споровую суспензию гриба с титром в пределах  $(17,5 \pm 2) \cdot 10^6$  макроконидий/мл использовали для иноку-



ляции семян, которые выращивали в лабораторных, вегетационных и микроделючных полевых опытах. Степень извлечения ТМ исследуемыми штаммами из растворов проводили методами ИЭА и ААС. Защитное действие испытываемых штаммов на высшее растение определяли в лабораторных опытах при выращивании растений в среде с токсикантом.

**Определение уровня фитопатогенности выделенных природных изолятов фузариев.** Наши исследования показали, что численность грибов р. *Fusarium* на урбанизированных территориях может достигать 3–15 тыс. КОЕ/г почвы и до 130–200 КОЕ/м<sup>3</sup> воздуха. Фузарии, выделенные из почвы и воздуха, легко поддаются культивированию и особенно быстро достигают большой биомассы в жидкой среде.

Для биосорбционных целей желательно использовать штаммы грибов с пониженным уровнем фитопатогенности. Поэтому из множества выделенных штаммов для дальнейшей работы отобрали два, тестирование которых при искусственном заражении семян показало, что они малоопасны для растений. Так, обработка семян ячменя сорта Эльф и пшеницы сорта Маргарита штаммом *Fusarium sp.*, выделенным из воздуха, показала относительно невысокий уровень фитопатогенности данного штамма (табл. 110). Если контрольный штамм *Fusarium culmorum* вызывал 100% поражение проростков пшеницы и почти полную гибель проростков ячменя, то *Fusarium sp.* был безопасен для пшеницы (выживаемость 96%), и только на 13% по сравнению с контролем снижал выживаемость ячменя.

Таблица 100

**Выживаемость проростков пшеницы и ячменя после инокуляции семян грибами *F. culmorum* и *Fusarium sp.***

Вариант	Выживаемость проростков, %	
	ячмень	пшеница
Контроль	90	92
<i>Fusarium culmorum</i>	4	0
<i>Fusarium sp.</i>	74	96

В опытах с *F. oxysporum* испытывали более длительное действие микромицета на растение. Вегетационный опыт закладывали с посевом семян горчицы белой в тепличный грунт, помещенный в пластиковые контейнеры, по 20 семян на сосуд в 3-кратной повторности. В опытном варианте семена обрабатывали суспензией гриба. В ходе 4-месячного эксперимента не было обнаружено ни одного больного растения, более того, в опытном варианте прирост сухой надземной массы по сравнению с контролем составил 29% (табл. 111).

Таблица 111

**Влияние *F. oxysporum* на урожай сухой массы горчицы белой (в среднем на сосуд)**

Вариант	Сухая масса, г/сосуд	Прирост по отношению к контролю, %
Контроль	6,93±1,05	
<i>F. oxysporum</i>	8,94±0,58	+29

В полевом микроделяночном опыте суспензией *F. oxysporum* обрабатывали семена смеси газонных трав Sport, в состав которой входят овсяница красная (40%), мятлик луговой (30%), райграс пастбищный (25%) и овсяница овечья (5%). Семена высевали в конце мая на деланки площадью 0,25 м<sup>2</sup> (3-кратная повторность), выделенные на городском газоне. Траву скашивали вручную в начале сентября. Прирост сухой массы в опытном варианте под влиянием микромицета составил почти 100% (табл. 112). Вероятно, бóльшую продуктивность растений в этом варианте можно объяснить минерализационной активностью интродуцированного штамма *F. oxysporum*, в результате которой в ризосфере растений накапливается дополнительный пул элементов минерального питания.

Таблица 112

**Влияние *F. oxysporum* на урожай сухой массы газонной травы  
(микроделяночный опыт)**

Вариант	Сухая масса, г/м <sup>2</sup>	Прирост по отношению к контролю, %
Контроль	447,5±21,6	
<i>F. oxysporum</i>	879,4±15,3	+96

Таким образом, в серии лабораторных, вегетационных и полевых опытов была доказана слабая фитопатогенность двух природных изолятов фузариума, с которыми продолжили работу по определению их адсорбционной способности.

**Определение сорбционной способности *F. oxysporum* по отношению к свинцу.** При проведении опыта культуру гриба *F. oxysporum* выращивали на жидкой питательной среде Чапека при разных концентрациях свинца. Максимальная граничная концентрация свинца в растворе, при которой сохраняется жизнедеятельность гриба, лежит в пределах от 8 до 20 ммоль/л. При всех концентрациях этого ТМ, где гриб развивался, свинца в растворе не обнаружено, что свидетельствует о 100% поглощении токсиканта микромицетом. Особенностью развития данного гриба в жидкой среде с токсикантом явилось образование пахучих соединений. При этом, чем выше была концентрация свинца, тем сильнее был запах. Подобное явление увеличения выделения пахучих соединений при добавлении в среду ТМ было зарегистрировано для цианобактерий и актиномицетов (Jagi et al/, 2010).

Сорбционная способность гриба сохраняется и при работе с высушенным мицелием. Однако уровень поглощения ТМ в данном случае гораздо меньше, чем живой биомассой.

**Определение сорбционной способности *F. sp.* по отношению к никелю и меди.** Опыты проводились с 7- и 14-суточными культурами гриба. Токсиканты в питательную среду вносили в виде сульфатных солей в концентрации 20 мг/дм<sup>3</sup>. После суточной экспозиции атомно-абсорбционным методом определяли уровень поглощения токсикантов (табл. 113).

**Степень извлечения токсикантов из раствора культурой гриба  
*Fusarium sp.* (%)**

Возраст культуры	Токсикант	
	медь	никель
7 суток	58,8	36,5
14 суток	52,6	20,1

Анализируя полученные результаты, можно видеть, что сорбционная емкость *Fusarium sp.* по отношению к меди намного выше, чем для никеля. Максимальный уровень извлечения меди достигает 58,8%, тогда как для никеля этот показатель всего 36,5%. Факт повышенного накопления меди грибами на урбанизированных территориях отмечен также и для макромицетов (Широких, Широких, 2010). Сравнение сорбционной активности разновозрастных культур показывает, что молодая 7-суточная культура способна более полно очищать среду от токсиканта по сравнению с более зрелой. Следовательно, при предполагаемом использовании данного штамма в виде сорбента биотехнологически более выгодно сокращать срок выращивания грибных культур.

**Защитное действие фузариозной контаминации при выращивании растений в среде с ТМ.** Проводили проращивание семян горчицы белой рулонным методом с добавлением в воду сульфата меди с содержанием ионов меди в концентрации 5 мг/дм<sup>3</sup> (5 ПДК). Схема опыта, помимо варианта с медью, включала контрольный вариант – артезианскую воду; и варианты с обработкой семян *Fusarium sp.*, которые проращивались в чистой воде и в воде с токсикантом. Результаты опыта показали как непатогенность гриба по отношению к горчице, так и существенное снижение токсичности меди для растения в варианте с фузариозной обработкой семян (табл. 114).

Таблица 114

**Снижение токсичности меди для горчицы белой при инокуляции семян  
*Fusarium sp.***

Вариант	Всхожесть, %
1. Контроль (артезианская вода)	98,5±3,0
2. <i>Fusarium sp.</i>	98,5±1,9
3. Медь	7,0±0,4
4. Медь+ <i>Fusarium sp.</i>	23,5±4,7

Таким образом, в ходе нашей работы из почвы и воздуха урбанизированной территории выделены штаммы *F. oxysporum* и *Fusarium sp.*, практически не обладающие фитопатогенной активностью к заражаемым растениям. Доказан высокий уровень сорбционной способности *F. oxysporum* по отношению к свинцу (100% извлечение элемента из раствора) и *Fusarium sp.* по отношению к меди (58,8%) и никелю (36,5%). Сорбционная активность *Fusarium sp.* зависит от возраста культуры: чем моложе популяция микромицета, тем выше уровень извлечения ТМ из растворов. Слабопатогенные штаммы фузариума обладают ростактивирующей способностью при выращивании растений в вегетационных

и полевых условиях, а также защитным действием при выращивании растений в среде с ТМ.

Следовательно, проведенные исследования показывают перспективность использования выделенных штаммов фузариума для создания биосорбентов при очистке жидких сред от ТМ, а также намечают возможное ремедиационное направление – инокуляцию семян высших растений непатогенными штаммами при выращивании растений в загрязненных средах.

### **Биоремедиационные способности почвенных цианобактерий**

Биосорбционные способности различных групп микроорганизмов являются основой для использования их в биоремедиационных целях, способствуя детоксикации и деградации поллютантов в окружающей среде. Наиболее активно работы в этом плане ведутся с нефтезагрязненными почвами. Так, при интродукции цианобактериального сообщества в почву, загрязненную нефтепродуктами методом комплексной оценки с использованием системы «Эколог», основанной на автоматической обработке данных о потреблении микробным сообществом набора моносубстратов, удалось определить оптимальный вариант цианобактериального сообщества при разработке методов биоремедиации (Горленко и др., 2006). Непосредственно микробное сообщество было выделено из нефтесодержащих сточных вод и содержало комплекс микрофототрофов с доминированием ЦБ *Oscillatoria spp.*, диатомовый уровень водорослей. Выводы о возможном вкладе в становление супрессивности городских почв.

Цианобактерии (ЦБ) – уникальная группа фототрофных прокариотных микроорганизмов, широко распространённых в водных и почвенных экосистемах. Исследования последних десятилетий показывают, что эти бактерии являются одним из наиболее перспективных биотехнологических объектов. В частности, намечены пути использования ЦБ в качестве организмов-биоиндикаторов, организмов-биотестеров, а также для борьбы с фитопатогенами и в качестве адсорбентов и деструкторов поллютантов различного происхождения. ЦБ на поверхности почвы (её «цветение») встречается в любом типе почвы и сопровождается формированием многовидовых ценозов, включающих, помимо ЦБ, представителей эукариотных водорослей, микромицетов и различных эколого-трофических групп бактерий. Архитектоника «цветения» почвы характеризуется наличием тесных, классических типов отношений фототрофов с гетеротрофными партнёрами на уровне физических, трофических и аллелопатических контактов. Механическое разрушение биоплёнок «цветения» приводит к сравнительно быстрой «самосборке» данного сообщества с возвратом к нарушенной структуре. В биоплёнках «цветения» доминантами часто становятся ЦБ из родов *Nostoc*, *Cylindrospermum*, *Scytonema*, *Microcoleus*, *Phormidium*, *Oscillatoria*. Это нитчатые и колониальные формы, т. е. популяции, эволюционно приспособленные к существованию в агрегированном состоянии. Именно данная группа прокариотных фототрофов

обеспечивает самые массовые вспышки размножения, может до предела насыщать биотопы и давать продукцию, выходящую за пределы обычной для данного биотопа, создавая «лаvinу живого вещества». Такая специфическая особенность связана с древностью ЦБ и может рассматриваться как биологическая адаптация, вытекающая из высокой биохимической энергии размножения. Клетки ЦБ выработали в течение сотен миллионов лет эволюции устойчивость к влиянию самых неблагоприятных факторов. В борьбе за жизненное пространство они выделяют химические соединения, подавляющие развитие других организмов, и, в то же время, обладают величайшей способностью к созданию долговременных, процветающих симбиозов с организмами различной систематической принадлежности.

Флористический состав наземных плёнок «цветения» формируют гетероцистные (ГЦ) и безгетероцистные (БГЦ) ЦБ с варьированием средних объёмов клеток (в  $\text{мкм}^3$ ) от 7 до 71 – у безгетероцистных форм и от 11 до 153  $\text{мкм}^3$  – у азотфиксирующих ЦБ. Кроме того, по сравнению с другими почвенными фототрофами, ЦБ в почвенных экосистемах обладают максимальной удельной поверхностью (от 0,948 до 2,256) и минимальным временем генерации (10,0–15,6 часов). Установлено, что чем меньше размер клеток, тем выше скорость фиксации ими  $\text{CO}_2$  и поглощение других биогенов. Чем больше удельная поверхность, тем интенсивнее осуществляется обмен веществ между организмом и средой. Вероятно, комплекс вышеперечисленных особенностей и обеспечил ЦБ наивысший биотический потенциал по сравнению с почвенными водорослями. Вследствие этого именно популяции ЦБ обладают максимальной плотностью клеток при «цветении» почвы – свыше 90 млн клеток/ $\text{см}^2$ .

### **Биоиндикационная роль почвенных цианобактерий**

Специфика развития ЦБ в различных экосистемах показывает, что их в определённых пределах можно использовать для оценки состояния окружающей среды.

Почвы урбанизированных и техногенных территорий, подверженные постоянному воздействию поллютантов различной химической природы, создают условия для развития специфических группировок ЦБ. Как показано в главе 4, химическое загрязнение территорий нарушает ход природных сезонных сукцессий, при которых происходит последовательная смена эукариотных и прокариотных фототрофов.

В почвы города от различных источников поступают самые разнообразные вещества: тяжёлые металлы, органические отходы, синтетические соединения, соли, пластмассы и т. д. Степень их токсичности варьирует в широком диапазоне в зависимости от их химической природы, количества и качества гумуса, аэрации, кислотного режима, скорости микробного разложения поллютантов и т. д. Вследствие этого жизнь микробиоты в городских почвах постоянно сопровождается высоким шансом перехода в стрессовые ситуации и необычайной пестротой загрязнителей. Следовательно, провести чёткую корреляционную зависимость развития, например, микрофототрофов от конкретного пол-

лютанта, практически невозможно. Тем не менее даже визуальные наблюдения способны выявить ярко выраженные пятна «цветения» почвы в различных зонах города.

Исследование специфики развития «цветения» почв г. Кирова показало, что в конце лета и осенью наземные биоплёнки представляют многовидовые сообщества с доминированием различных видов ЦБ и диатомовых водорослей.

Выделяются определённые доминанты сообществ в плёнках «цветения» разных зон. Для всех зон, кроме промышленной, на естественных нарушенных и ненарушенных почвах преобладают безгетероцистные ЦБ.

Определение количественных параметров наземных альго-цианобактериальных разрастаний показало, что плотность клеток в плёнках «цветения» чрезвычайно велика и колеблется в разных зонах города от 18 до 90 млн/см<sup>2</sup>.

Хотя во всех городских экотопах в плёнках «цветения» преобладают не водоросли, а ЦБ (в структуре популяций фототрофов их численность колеблется от 87,8 до 98,3%), уровень обилия самих ЦБ, их безгетероцистных и гетероцистных форм резко различен в разных местообитаниях. Так, в почвах транспортной и селитебной зон наблюдается абсолютное господство безгетероцистных ЦБ (92,5 и 100% соответственно). В парковой зоне – почти паритетное представительство (60,1% – безгетероцистные, 39,9% – гетероцистные ЦБ). В промышленной зоне (в районе ТЭЦ) на искусственном субстрате из древесных опилок и песка азотфиксирующие гетероцистные ЦБ в структуре популяций составляют 76,1%, а безгетероцистные – 23,9%. Вероятно, длительное воздействие на урбанозёмы городских поллютантов, которые с воздушными массами попадают и в парковые, и в селитебные зоны, селекционирует популяции ЦБ в сторону доминирования безгетероцистных форм. Размножение азотфиксирующих ЦБ на этих участках может блокироваться вследствие высокой чувствительности фермента нитрогеназы к загрязнителям.

В целом, появление «цветения» почвы или субстратов на урбанизированных территориях можно рассматривать как положительное явление. Массовое размножение фототрофов приводит, во-первых, к быстрому обогащению почвы лабильным органическим веществом, которое быстро обновляется вследствие высокой скорости оборачиваемости альгобиомассы и, во-вторых, наличие в биоплёнках нитчатых ЦБ и мицелия грибов способствует укреплению субстрата, выполняя противэрозионные функции. Суммарная длина нитей и мицелия при этом может достигать десятков метров на 1 см<sup>2</sup> поверхности. Таким образом, однозначно судить о состоянии городских почв по особенностям развития фототрофов в плёнках «цветения», видимо, невозможно. В то же время анализ «цветения» почв урбанизированных территорий указывает, что наиболее устойчивыми к городским поллютантам являются отдельные виды безгетероцистных цианобактерий, которые в перспективе являются биоагентами-ремедиаторами.

И в городских, и в техногенных экосистемах освоение экониш с повышенным содержанием тяжёлых металлов, мышьяка, фосфорсодержащих соединений и других токсикантов происходит преимущественно за счёт круглогодичного доминирования безгетероцистных ЦБ из родов *Phormidium* (*Ph. autumn-*

*nale, Ph. boryanum, Ph. formosum*) и *Leptolyngbya (L. fragilis, L. foveolarum, L. angustissima)*. В количественном отношении также усиливается вклад ЦБ в структуру ФМС при одновременном резком снижении доли эукариотных водорослей (табл. 115).

Таблица 115

**Изменение структуры популяций фототрофов  
в дерново-подзолистой почве под влиянием различных поллютантов (%)**

Вариант	Водоросли	Цианобактерии
Свинец, мг/кг		
Контроль	46,1	53,9
600	27,7	72,3
1200	14,9	85,1
Пирофосфат натрия, расчётные дозы (РД)		
Контроль	49,0	51,0
1 РД	14,7	85,3
10 РД	14,2	85,8
Азид натрия		
Контроль	72,5	27,5
0,1%	22,2	77,8
0,3%	8,9	91,1

**Использование цианобактерий как организмов-биотестеров**

Исследования, выполненные в последние годы, показывают, что биотестирование, проведённое с помощью ЦБ, адекватно отражает уровень химического загрязнения среды. В этом плане проведена работа в трёх направлениях. В первую очередь реакцию на загрязнение почвы проявляют природные биоплёнки *Nostoc commune*, которые представляют собой многовидовые природные микробиоценозы, образованные цианобактериями, водорослями, микромицетами и разнообразными эколого-физиологическими группами сапротрофных бактерий. Структурированность подобных комплексов и их механическая прочность определяется наличием слизиобразующих, мицелиальных и нитчатых форм, вследствие чего формируются плёнки, обладающие значительной степенью прочности на разрыв. Изменения экотопа, связанные с действием поступающих извне минеральных и органических поллютантов, приводят к кардинальной перестройке структуры сообщества биоплёнок. Так, под влиянием солей тяжёлых металлов, мышьяка, хлорида натрия, азидов, пирофосфатов и метилфосфоновой кислоты происходит резкое сокращение видового обилия водорослей и ЦБ, снижается плотность их клеток. Доминирующая роль от *N. commune* и других гетероцистных ЦБ постепенно переходит к безгетероцистным видам ЦБ, в первую очередь, к *Phormidium formosum, Ph. boryanum, Ph. uncinatum, Leptolyngbya foveolarum*. Снижается также численность гетеротрофных азотфиксирующих бактерий. Существенно увеличивается вклад в структуру биоплёнок микромицетов, особенно их меланциановых ЦБ форм.

Скоропашин И. В. Музей фототрофных микроорганизмов кафедры ботаники, физиологии растений и микробиологии им. Э. А. Штиной Вятской ГСХА

показал, что простым, экспрессным и точным методом биотестирования токсичности минеральных и органических поллютантов является определение жизнеспособности клеток чистых культур азотфиксирующих гетероцистных видов ЦБ рода *Nostoc* (*N. paludosum*, *N. linckia*, *N. muscorum*) по их дегидрогеназной активности с помощью трифенилтетразолия хлорида. При этом в качестве субстрата используют бесцветные соли тетразолия, в частности 2,3,5-трифенилтетразолий хлорид (ТТХ), который, акцептируя мобилизованный дегидрогеназой водород, превращается в 2,3,5-трифенилформаза (ТФФ), имеющий красную или малиновую окраску.

В частности, в ходе экспериментов при испытании на токсичность в водном растворе солей свинца (Pb), никеля (Ni), мышьяка (As), метилфосфоновой кислоты (МФК) установлено, что по мере увеличения концентрации токсиканта происходит уменьшение процентного содержания жизнеспособных клеток с одновременным ростом процента мёртвых клеток. Например, при экспозиции культуры в растворах ацетата свинца возрастающей концентрации происходит стремительное падение численности жизнеспособных клеток в популяции ЦБ с 91,47% в контроле до 4,93% при концентрации свинца 3000 мг/л (табл. 116).

Таблица 116

**Влияние ионов свинца на жизнеспособность клеток *Nostoc paludosum* (%)**

Концентрация свинца, мг/л	Клетки живые	Клетки мёртвые
Контроль (0)	91,47±1,5	8,54
3	88,20±3,16	11,80
30	18,45±4,59	81,55
300	17,07±6,74	82,92
1500	11,12±1,60	88,87
3000	4,93±0,34	95,06

Аналогичная картина наблюдается и при действии других токсикантов на клетки ЦБ (табл. 117, 118).

Таблица 117

**Влияние ионов мышьяка на жизнеспособность клеток *Nostoc paludosum* (%)**

Концентрация мышьяка, мг/мл	Клетки живые	Клетки мёртвые
Контроль (вода)	93,93±9,30	6,07
10 <sup>-2</sup>	25,48±7,31	74,52
10 <sup>-1</sup>	0	100

Таблица 118

**Влияние ионов никеля на жизнеспособность клеток *Nostoc paludosum* (%)**

Концентрация никеля, мг/мл	Клетки живые	Клетки мёртвые
Контроль (вода)	96,93±4,32	3,52
2	83,53±15,40	16,47
20	2,94	97,06±2,72



Биотехнологический потенциал ЦБ обусловлен не только их возможностью использования в биомониторинге окружающей среды, но и широким спектром биоремедиационных способностей. В частности, предприняты попытки использования ЦБ для защиты растений от фитопатогенов и для снижения ингибирующего эффекта химических токсикантов.

### **Роль цианобактерий в становлении супрессивности почвы, заражённой фитопатогенами**

Антагонистическая активность почвенных ЦБ обусловлена синтезом биологически активных веществ, способных подавлять многие виды фитопатогенных микроорганизмов. В серии опытов, проведённых с фитопатогенными микромицетами, показано, что антагонистическая активность ЦБ проявляется на трёх уровнях взаимодействия: ЦБ – фитопатоген: литическая активность при взаимодействии чистых культур; подавление фитопатогенов при обработке искусственно инфицированных семян ЦБ; снижение патогенности почвы при интродукции в неё ЦБ.

Так, при нанесении плёнок цианобактерий на газоны грибов *F. nivale*, *F. culmorum* и *F. oxysporum* оказалось, что все исследуемые виды цианобактерий (*Nostoc paludosum*, *N. linckia*, *Microchaeta tenera*) в течение 4 суток вызывают замедление роста, усыхание и лизис мицелия грибов.

В городских экосистемах особенно чувствительны к болезням цветочные культуры, так как происходит наложение патогенного фона на химическое загрязнение урбанозёмов. Красота городов во многом определяется степенью их озеленения и декоративного убранства. Постоянно растёт площадь городских цветников не только в парках, скверах и дворах, но непосредственно на улицах, возле торговых, учебных и офисных зданий. Пестицидная обработка семян и рассады в условиях города совершенно нежелательна. Поэтому и в данном случае наиболее приемлемы биометоды защиты растений. Была проведена серия опытов с различными сортами астр, в ходе которых установили защитное действие чистых культур ЦБ и при выращивании рассады, и при высадке растений в открытый грунт. При этом эффективность применения ЦБ *Nostoc paludosum* была выше, чем таких сертифицированных препаратов, как Гамаир, Алирин Б, Байкал-ЭМ1.

Ещё одной, практически значимой способностью ЦБ, является их способность к обезвреживанию токсикантов. Перечень поллютантов, попадающих в почву в результате деятельности человека, чрезвычайно велик и включает вещества естественного происхождения и искусственно синтезированные. К числу приоритетных загрязнителей биосферы относятся нефть и нефтепродукты, соли тяжёлых металлов (ТМ), радионуклиды, пестициды. Степень их стойкости и скорость деградации различны и во многом определяются наличием организмов, способных к их гидролизу. Механизмы трансформации ксенобиотиков различны у разных организмов и могут быть обусловлены морфологическими и физиологическими особенностями. В круге организмов-биоремедиаторов ЦБ выделяются многообразием путей обезвреживания поллютантов.

В частности, экссудация слизи приводит к проявлению у ЦБ сорбционных способностей, способствующих внеклеточной детоксикации поллютантов. Чем большее количество слизи выделяется, тем полнее связываются поллютанты из раствора. Связывание ТМ осуществляется как полисахаридами, так и липофильной фракцией клеток. Различные ЦБ обладают разной сорбционной способностью. Так, обнаружено, что поглощение свинца из жидкой среды составляет у *N. paludosum* около 80%, у *N. muscorum* – 91,3% от изначальной концентрации.

Значительной сорбционной способностью обладают ЦБ и по отношению к никелю (табл. 119).

Таблица 119

**Уровень извлечения никеля из культуральной жидкости биомассой *N. linckia***

Концентрация никеля	Процент от первоначальной концентрации
Ni, 2 мг/л	34,65
Ni, 20 мг/л	58,87

Таким образом, краткий обзор экологических возможностей ЦБ показывает, что эти организмы в виде монокультур, искусственно сконструированных циано-бактериальных консорциумов или природных биоплёнок являются перспективными объектами для разработки новых методов и приёмов реабилитации почв, фитотоксичных вследствие химического или биологического (накопление фитопатогенов и фитотоксинов) загрязнения. При этом использование ЦБ позволяет решить одну из основных задач почвенной биотехнологии – повышение скорости восстановительных процессов при экологической безопасности применяемых интродуцентов.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Представленные в монографии результаты экспериментальных исследований и обобщение материалов литературных источников показывают, что преобразования экосистем на урбанизированных территориях диагностируются по определенным признакам, которые можно выявить в ходе натурных наблюдений и модельных опытов. Наблюдения, проведенные за состоянием растительности городской среды, выявляют значительное уменьшение количества зелёных насаждений, особенно в последние годы – за счет расширения улиц, сокращение площадей скверов, отсутствие вновь создаваемых парков. Число видов естественной флоры в городской среде неуклонно снижается. Большинство интродуцентов произрастает только благодаря уходу за ними соответствующих природоохранных служб и населения. Уменьшение количества зелёных насаждений на улицах, городских парках и скверах приводит к увеличению загрязнения атмосферного воздуха в городе и в особенности вдоль основных транспортных магистралей, что проявляется в обеднении видового состава лишайников вплоть до образования «лишайниковых пустынь», свидетельствующих о высокой антропогенной нагрузке в городской среде.

Почвы в городах почти утратили признаки зонального почвообразования. Характерные для южнотаежной подзоны процессы почвообразования не находят морфологического отражения в их профиле. Признаки деградации проявляются даже в почвах городских окраин и парков. Вокруг г. Кирова на территориях рекультивированных полигонов промышленных отходов, визуально почти не отличающихся от окружающих природных ландшафтов, в почвах сохраняются загрязняющие вещества, которые могут мигрировать в грунтовые воды и растения.

Изучение фототрофных микробных комплексов (диффузных и биопленок) показывает, что в их состав, как и в природных экосистемах, входят водоросли, цианобактерии и гетеротрофный блок, представленный микромицетами и бактериями-спутниками. Типы ответных реакций микроорганизмов при различных режимах интоксикации городских почв проявляются в изменении размерных (численность, биомасса, длина мицелия, соотношение внутри- и межпопуляционных группировок), а также функциональных характеристик популяций (интенсивность каталазной активности, ПОЛ, содержание в клетках цианобактерий хлорофилла и феофетина). Признаки деградации микробных комплексов выражаются в снижении видового разнообразия, замедлении и модификации хода сезонных сукцессий, трансформации сообществ, приводящих к господству цианобактериального компонента и популяций меланизированных микромицетов.

Выявленный биоиндикационный потенциал актиномицетов, ЦБ и микромицетов позволяет до проведения дорогостоящих химических анализов дать предварительную оценку степени загрязнения почвы.

Прогрессивный характер развития альго-циано-микологических комплексов, особенно при «цветении» почвы и субстратов, проявляется в ускоренном

создании первичной продукции в почве, структурировании её за счёт противоэрозионных функций мицелиальных и нитчатых форм микроорганизмов, продуцирующих к тому же значительное количество слизистых экзометаболических полисахаридов, в способности извлекать из окружающей среды и аккумулировать в клетках поллютанты, в первую очередь, тяжёлые металлы, очищая тем самым почву от опасных загрязнителей.

В частности, при выделении чистых культур цианобактерий, биопленок с доминированием *Nostoc commune*, а также грибов из загрязненной почвы было показано, что сорбционная ёмкость их биомассы по отношению к ряду тяжелых металлов выше, чем у многих запатентованных биосорбентов, полученных из дрожжей, бактерий и водорослей. Поэтому реально использование данных микроорганизмов в восстановительной биотехнологии для усовершенствования детоксикации хронически загрязненных сред.

Для проектируемых экологически устойчивых городов очень важны виды растений и животных, проникающие в город из окрестных биоценозов. Планировать насаждения растений необходимо с учетом городской застройки, промышленных и рекреационных зон, плотности населения. Больные деревья и кустарники заменять наиболее устойчивыми деревьями для городской среды.

Материалы данной монографии относятся к категории социально значимых исследований, поскольку отражают степень антропогенной нагрузки на живую составляющую городской экосистемы и позволяют оценить возможные риски для проживающего населения.

## ЛИТЕРАТУРА

- Аак О. В.* Аллергены грибов. Особенности микогенной сенсбилизации // Проблемы медицинской микологии. 2005. Т. 7. № 2. С. 12–16.
- Абрамова А. М., Фокина А. И.* Содержание никеля в почвах города Кирова // Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: научный и образовательный аспекты: Сб. материалов Всерос. науч. шк. (г. Киров, 28–30 ноября 2006 г.). Киров: Изд-во ВятГГУ, 2006. С. 194–195.
- Авдюхина Т. И., Лысенко А. Я., Федоренко Т. Н., Куприна Г. Н., Усова Т. И.* Сероэпидемиология токсокароза и токсоплазмоза в смешанных очагах. Пикацизм и серопораженность детей // Медицинская паразитология. 1987. № 3. С. 39–41.
- Агаркова М. Г., Целищева Л. К., Строганова М. Н.* Морфолого-генетические особенности городских почв и их систематика // Вестник МГУ. Сер. 17. Почвоведение. 1991. № 2. С. 11–16.
- Агрохимические методы исследования почв. М.: Наука, 1975. 656 с.
- Аксёнова Н. П.* Материалы к флоре эдафотрофных водорослей и цианобактериот кладбищ г. Ижевска (Удмуртская Республика) // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Материалы Междунар. науч.-практ. конф., посвящённой 100-летию со дня рождения проф. Э. А. Штиной. Киров: Вятская ГСХА, 2010б. С. 18–21.
- Аксёнова Н. П.* Урбанотрофная флора эдафотрофных водорослей и цианобактериот г. Ижевска: Дис. ... канд. биол. наук. Ижевск, 2010а. 221 с.
- Акценты недели // Вести. 2012. 13 дек.
- Алалыкина Н. М.* О многообразии животного мира Кировской области // Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: теория, методика, практика: Сб. материалов Всерос. науч. шк. (г. Киров 13–15 ноября 2003 г.). Киров, 2003. С. 181–183.
- Артамонов В. И.* Растения и чистота природной среды. М., 1986. 48–50 с.
- Артамонова В. С.* Влияние урбанизации на микробное население почв // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Материалы Междунар. науч.-практ. конф., посвящённой 100-летию со дня рождения проф. Э. А. Штиной. Киров: Вятская ГСХА, 2010. С. 30–35.
- Артамонова В. С.* Микробиологические особенности антропогенно преобразованных почв Западной Сибири. Новосибирск: СО РАН, 2002. 225 с.
- Артамонова В. С., Бортникова С. Б., Ивицина И. Б., Каменских Т. И., Смирнова Н. В., Шапорина Н. А.* Микробные комплексы почв урбанизированных территорий // Сибирский экологический журнал. 2007. № 5. С. 797–808.
- Артамонова В. С., Лютых И. В.* Особенности биогенности преобразованных и новообразованных почв в Западной Сибири // Биологический мониторинг природно-техногенных систем: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием в 2 частях. Ч. 2 (г. Киров, 29–30 ноября 2011 г.). Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 132–134
- Ахмадышин Р. А.* и др. Оценка адсорбции микотоксинов клеточной стенкой дрожжей *Saccharomycetes cerevisiae* / Р. А. Ахмадышин, А. В. Канарский, З. А. Канарская, М. В. Мичукова, С. В. Козлов, Л. В. Гиматдинова // Биотехнология: состояние и перспективы развития: Материалы конгресса. М., 2007. Ч. 1. С. 166.
- Ашихмина Т. Я.* Знаете ли вы, что ... // Экология родного края / Под ред. Т. Я. Ашихминой. Киров: Вятка, 1996. С. 119–128.
- Ашихмина Т. Я.* Поиск эффективных методов биомониторинга // Биоиндикаторы и биотестсистемы в оценке окружающей среды техногенных территорий / Под ред. Т. Я. Ашихминой, Н. М. Алалыкиной. Киров: ООО «Лобань», 2008. С. 5–6.
- Ашихмина Т. Я., Васильева А. Н., Кантор Г. Я., Ситяков А. С., Сюткин В. М., Тимонюк В. М.* Изучение экологического состояния Вятского края // Вятская земля в прошлом и настоящем: Материалы республиканской IV науч.-практ. конф. Киров: Изд-во ВГПУ, 1999. С. 260–262.

Ашихмина Т. Я., Елькин М. Г. Общая характеристика техногенной нагрузки в г. Кирове. Окружающая природная среда Кировской области: Материалы науч. исслед. / Под ред. Т. Я. Ашихминой, В. М. Сюткина, Н. А. Буркова. Киров: Вят. гос. пед. ун-т, 1996. С. 300–305.

Ашихмина Т. Я., Кантор Г. Я., Тимонюк В. М., Скугорева С. Г., Петров С. В., Родыгин К. С., Фокин О. А., Сырнева Е. И., Чуданова И. Н. Химический анализ снега на техногенных и фоновых территориях // Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: теория, методика, практика: Сб. материалов Всерос. науч. шк. (г. Киров, 16–18 ноября 2004 г.). Киров, 2004. С. 102–103.

Ашихмина Т. Я., Носкова Т. С., Жданов Н. В. и др. Лихеноиндикация состояния атмосферы. // Окружающая природная среда Кировской области. Киров, 1996. С. 324–329.

Барабой В. А. Структура, биосинтез меланинов, их биологическая роль и перспективы применения // Успехи современной биологии. 2001. Т. 121. № 1. С. 36–46.

Барахтенкова Л. А., Николаевский В. С. Влияние сернистого газа на фотосинтез растений. Новосибирск, 1988. 86 с.

Басов В. М. Проблема мониторинга экологического пространства урбозкосистем // Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: научный и образовательный аспекты: Сб. материалов Всерос. науч. шк. (г. Киров, 28–30 ноября 2006 г.). Киров: Изд-во ВятГГУ, 2006. С. 110–111.

Баулина О. И., Лобакова Е. С. Необычные клеточные формы с гиперпродукцией экстрацеллюлярных веществ в популяциях цианобактерий // Микробиология. 2003. Т. 72. № 6. С. 792–805.

Безденежных М. А., Березин Г. И., Злобин С. С., Ашихмина Т. Я., Бурков Н. А. Оценка состояния атмосферного воздуха г. Кирова по снежному покрову // Биологический мониторинг природно-техногенных систем: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием: В 2 ч. Ч. 1 (г. Киров, 29–30 ноября 2011 г.). Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 129–131.

Беккер З. Э. Физиология грибов и их практическое использование. М.: Изд-во МГУ, 1963. 268 с.

Белугина А. А., Макаренко З. П., Поярков Ю. А. Снег – индикатор экологического состояния окружающей среды // Экология родного края – проблемы и пути их решения: Материалы IV обл. науч.-практ. конф. молодежи 27–28 апреля 2008 г. Киров, 2009. С. 34–35.

Благодатская Е. В., Пампура Т. В., Богомолова И. Н., Копцик Г. Н., Лукина Н. В. Влияние выбросов медно-никелевого комбината на микробные сообщества почв лесных биогеоценозов Кольского полуострова // Известия РАН. Сер. биологическая. 2008. № 2. С. 232–242.

Благосклонов К. Н. Птицы в городе // Природа. 1981. № 5. С. 32–37.

Блюм О. Б. Влияние газообразных атмосферных загрязнителей на лишайники // Международная школа по лишеноиндикации. Таллин, 1984. С. 35–51.

Богданова Е. Н. Научные основы интегрированной медико-биологической системы регуляции численности синантропных членистоногих: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М., 2007. 50 с.

Божков А. И., Могилянская С. М. Адаптация *Dunaliella viridis* Teod. к различным концентрациям сульфата меди (II). Роль системы экскреции ионов меди в окружающую среду // Альгология. 1996. Т. 6. № 2. С. 122–132.

Большев Н. Н. Водоросли и их роль в образовании почв. М.: Изд-во МГУ, 1968. 83 с.

Борисова Е. В. Видовой состав бактерий-спутников, сопутствующих микроводорослям в культуре (обзор литературы) // Альгология. 1996. Т. 6. № 3. С. 303–313.

Борщевская М. И., Васильева С. М. Развитие представлений о биохимии и фармакологии меланиновых пигментов // Вопросы медицинской химии. 1999. Т. 45. Вып. 1. С. 13–25.

Бреховских А. А. Защитные механизмы автотрофной цианобактерии *Nostoc muscorum* от токсического воздействия ионов кадмия: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2006. 26 с.

Бриттон Т. Биохимия природных пигментов. М.: Мир, 1986. 422 с.

Булавко Г. И. Комплекс микроскопических грибов в почвах нарушенных экосистем Северной тайги // Почвы Сибири: генезис, география, экология и рациональное использование: Материалы конф., посвященной 100-летию выдающегося организатора почвенной науки Р. В. Ковалёва. Новосибирск, 2007. С. 17–18.

Бурак В. Е., Лавренцова Л. В. Содержание тяжёлых металлов в почвах полосы отвода железной дороги // Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития. Сб. материалов VI Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием: В 2 ч. Ч. 1 (г. Киров, 25–27 ноября 2008 г.). Киров: Изд-во «О-Краткое», 2008. С. 438–440.

Бычек И. А., Бычек Е. А. Изменения липидного и жирнокислотного состава цианобактерии *Nostoc commune* при высыхании // Физиол. раст., 1997. Т. 44. № 3. С. 347–351.

Бязров Л. Г. Лишайники в экологическом мониторинге. М.: Научный мир, 2002. 336 с.

Вайништейн Е. А. Некоторые вопросы физиологии лишайников. III. Минеральное питание // Бот. журн. 1982. Т. 67. № 5. С. 561–571.

Вараксина А. И. О содержании свинца в почвах города Кирова / Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: теория, методика, практика: Сб. материалов Всерос. науч. шк. (г. Киров, 13–15 ноября 2003 г.). Киров, 2003. С. 155–160.

Вараксина А. И., Узварова Н. А. В поиске микроорганизмов, устойчивых к действию свинца // Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: научный и образовательный аспекты: Материалы всероссийской науч. школы. Киров, 2005. С. 77–78.

Васильев О. Д. Условно патогенные грибы как показатели санитарного благополучия окружающей среды // Успехи медицинской микологии. М.: Нац. акад. Микологии, 2007. Т. IX. С. 39–42.

Васильева А. Н., Ашихмина Т. Я., Плотникова Е. В. Распределение соединений железа по территории г. Кирова // Вятская земля в прошлом и настоящем: Материалы республ. IV науч.-практ. конф.. Киров: Изд-во ВГПУ, 1999. С. 216–217.

Виноградова Е. Б. Городские комары, или «Дети подземелья» (Сер. «Разнообразие животных». Вып. 2). М.; СПб.: КМК, 2005. 96 с.

Виноградова Е. Б. Комары комплекса *Culex pipiens* в России. СПб., 1997. 308 с. (Труды Зоологического института РАН. Т. 271).

Владимиров В. В. Урбозоология: Курс лекций. М.: Изд-во МНЭПУ, 1999. 204 с.

Водяницкий Ю. Н. Формы цинка в загрязненных почвах (обзор литературы) // Почвоведение. 2010. № 3. С. 293–302.

Воейкова Т. А., Тяглов Б. В., Антонова С. В., Барсуков Е. Д., Сизова И. А., Малахова И. И., Красиков В. Д. Анализ макролидных, тетрациклиновых и пептидных антибиотиков методом тонкослойной хроматографии // Биотехнология. 2008. № 2. С. 74–87.

Волкова Е. О., Хохлов А. А. Состояние и перспективы развития озеленения г. Кирова // Экология родного края – проблемы и пути их решения: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. молодежи 26–27 апреля 2010 г. Киров: ООО «Лобань», 2010. С. 13–14.

Воробьева Л. А. Теория и практика химического анализа почв. М.: ГЕОС, 2006. С. 400.

Выдра Ф., Штулик К., Юлакова Э. Инверсионная вольтамперометрия. М.: Мир, 1980. 278 с.

Гагарин В. Г. Свободноживущие нематоды пресных вод России и сопредельных стран. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. 351 с.

Гайсина Л. А., Фазлутдинова А. И., Кабиров Р. Р. Популяционная альгология. Уфа: Гилем, 2008. 152 с.

Гапочка Л. Д. Популяционные аспекты устойчивости цианобактерий и микроводорослей к токсическому фактору: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук в форме научного доклада. М., 1999. 64 с.

Генкель П. А., Пронина Н. Д. Физиология анабиоза при высыхании у некоторых водорослей, лишайников и мхов // Методы изучения и практического использования почвенных водорослей: Тр. Киров. с.-х. ин-та. Киров, 1972. С. 106–113.

Герасименко Л. М. Актуалистическая палеонтология цианобактериальных сообществ: Дис. в виде научного докл. ... д-ра биол. наук. М., 2002. 70 с.

Герасимова М. И., Строганова М. Н., Можарова Н. В., Прокофьева Т. В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.

Гизатуллин И. М. Обращение с отходами производства и потребления на территории Кировской области // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы Всерос. молодёж. науч.-практ. конф. 26–27 апреля 2011 г. Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 51–53. ГН 2.1.5.1315-03 «Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового назначения».

ГН 2.1.7.2041-06 «Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве».

ГН 2.1.7.2042-06 «Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве».

Голлербах М. М., Штина Э. А. Почвенные водоросли. Л.: Наука, 1969. 228 с.

Голубкова Н. С., Малышева Н. В. Влияние роста городов на лишайники и лишеноиндикация атмосферного загрязнения в Казани // Бот. журн. 1978. Т. 63. № 8. С. 1145–1154. Голутвин Г. И., Селиховкин А. В. Влияние загрязнения воздушной среды промышленными выбросами на состояние молодняков и комплекса филофагов // Экология и защита леса, 1984. С. 31–36.

Гончарова И. А., Ровбель Н. М., Бабицкая В. Г., Соколова Т. В., Пехтерева В. С. Влияние кислотности растворов на сорбцию меди меланинсинтезирующими грибами // Микробиология и биотехнология на рубеже XXI столетия: Материалы междунар. конф. Минск, 2000. С. 38–40.

Горленко М. В., Сопрунова О. Б., Шадрина О. И., Терехов А. С. Комплексная оценка эффективности ремедиации нефтезагрязненных почв интродуцированным цианобактериальным сообществом // Вестник Моск. ун-та. 2006. Сер. 17. № 1. С. 38–44.

Город Киров: социально-экономическое положение: Стат. сб. Киров, 2009. 44 с.

Горшина Е. С., Русинова Т. В., Бирюкова В. В., Морозова О. В., Шлеев С. В., Ярополов А. И. Динамика оксидазной активности в процессе культивирования базидиальных грибов рода *Trametes* Fr. // Прикладная биохимия и микробиология. 2006. Т. 42. № 6. С. 638–644.

Горшков В. В. Влияние атмосферного загрязнения окислами серы на эпифитный лишайниковый покров северотаежных сосновых лесов // Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение. Л.: Наука, 1990. С. 144–159.

Громов Б. В., Павленко Г. В. Экология бактерий: Учеб. пособие. Л.: Изд-во ЛГУ, 1989. 248 с.

Грузина Т. Г., Степура Л. Г., Балакина М. Н., Ульберг З. Р. *Clorella vulgaris* Вежер. как биосорбент: биосорбция золота и физиологические принципы регенерации // Альгология. 2000. Т. 10. № 1. С. 36–43.

Гузев В. С., Левин С. В. Техногенные изменения сообщества почвенных микроорганизмов // Перспективы развития почвенной микробиологии. М.: МАКС Пресс, 2001. С. 178–219.

Гусев В. И. Определитель повреждений плодовых деревьев и кустарников. М.: Агропромиздат, 1990. 239 с.

Гырдымова Ю. В., Мергасова С. В., Ашихмина Т. Я., Огородникова С. Ю. Изучение накопления фосфора в биообъектах // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы Всерос. молодёжной науч.-практ. конф. 26–27 апреля 2011 г. Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 84–86.

Дабах Е. В., Лемешко А. П. Химическое загрязнение почв отходами производства предприятий цветной металлургии // Современные проблемы загрязнения почв: Сб. материалов II Междунар. конф., М.: МГУ, 2007. С. 34–37.

Дабах Е. В., Лемешко А. П., Дружинин Г. В., Собчинко Т. П., Братухина Т. В. Состояние природной среды вблизи шламонакопителя промышленных отходов ОАО «Ки-



ровский завод по обработке цветных металлов» (ОАО «КЗОЦМ») // Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: научный и образовательный аспекты: Сб. материалов Всерос. науч. шк. (г. Киров, 24–25 ноября 2005 г.). Киров: «Старая Вятка», 2005. С. 120–124.

Денисов В. В., Курбатов А. С., Денисова И. А., Бондаренко В. Л., Грачёв В. А., Гутенев В. В., Нагнибеда Б. А. Экология города: Учеб. пособие / Под ред. В. В. Денисова. М.: ИКЦ «Март»; Ростов Н/Д: Изд. центр «Март», 2008. 832 с. (Сер. «Учебный курс»).

Диксон М., Уэбб Э. Ферменты: В 3 т. / Пер. с англ. М.: Мир, 1982. 960 с.

Домнина Е. А. Изменения в азотном метаболизме лишайников под влиянием выбросов Кирово-Чепецкого химического комбината // Бот. журн. 2004. Т. 89. № 12. С. 1853–1860.

Домнина Е. А. Физиолого-биохимические изменения у лишайников под влиянием атмосферного загрязнения в районе Кирово-Чепецкого химического комбината: Автореферат дис. ... канд. биол. наук. СПб., 2005. 23 с.

Домнина Е. А., Огородникова С. Ю., Мергасова С. В. Определение содержания общего фосфора в лишайнике *Nurogymnia physodes* (L.) Nuz // Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации: Сб. материалов VIII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием: В 2 ч. Ч. 2 (г. Киров, 1–2 декабря 2010 г.). Киров: ООО «Лобань», 2010. С. 63–66.

Домнина Е. А., Шатино И. А., Быков О. Д. Изменение фотосинтеза и дыхания лишайников в районе Кирово-Чепецкого химического комбината // Бот. журн. 2007. Т. 92. № 4. С. 515–524.

Домрачев И. А., Домрачева Л. И. Микробиологическое загрязнение воздуха в г. Кирове // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы Всерос. молодёж. науч.-практ. конф. 26–27 апреля 2011 г. Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 140–143.

Домрачева Л. И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. Сыктывкар, 2005. 336 с.

Домрачева Л. И. Индикационная роль «цветения» почвы при оценке её состояния // Экология и почвы. Пушино, 1998. Т. 2. С. 104–119.

Домрачева Л. И., Ашихмина Т. Я., Дабах Е. В., Кондакова Л. В., Кантор Г. Я., Огородникова С. Ю., Вараксина А. И. Микробиологические аспекты в экологическом мониторинге почв в районе объекта хранения химического оружия // Экология и биология почв: проблемы диагностики и индикации: Материалы Междунар. науч. конф. Ростов н/Д, 2006. С. 158–164.

Домрачева Л. И., Дабах Е. В. Химико-биологический мониторинг почв (на примере Кильмезского захоронения ядохимикатов) // Современные проблемы загрязнения почв: III междунар. науч. конф. Москва, 2010. С. 345–349.

Домрачева Л. И., Елькина Т. С. Использование микромицетов для экологической оценки почв различных фитоценозов (на примере Даровского района) // Инновационные технологии – в практику сельского хозяйства. Киров: Вятская ГСХА, 2009. С. 138–141.

Домрачева Л. И., Зыкова Ю. Н., Кондакова Л. В. Поллютанты как пусковой механизм сукцессий альгоценозов (модельные опыты) // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 3. С. 23–27.

Домрачева Л. И., Кондакова Л. В. «Цветение» почвы: специфика в агро- и урбозэкосистемах // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Материалы Междунар. науч.-практ. конф., посвящ. 100-летию со дня рождения проф. Э. А. Штиной. Киров: Вятская ГСХА, 2010. С. 99–107.

Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Ашихмина Т. Я., Огородникова С. Ю., Олькова А. С., Фокина А. И. Применение тетразольно-топографического метода определения гидрогеназной активности цианобактерий в загрязнённых средах // Теоретическая и прикладная экология. 2008. № 2. С. 23–28.

Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Пегушина О. А., Фокина А. И. Биоплёнки *Nostoc commune* – особая микробная сфера // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 1. С. 15–19.

Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Пегушина О. А., Фокина А. И. Биоплёнки *Nostoc commune* – особая микробная сфера // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 1. С. 15–19.

Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Попов Л. Б., Зыкова Ю. Н. Биоремедиационные возможности почвенных цианобактерий (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 1. С. 8–18.

Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Фокина А. И., Огородников С. Ю., Кантор Г. И. Биомониторинг и биотестирование почв // Биоиндикаторы и биотестсистемы в оценке окружающей среды техногенных территорий. Киров: О-Краткое, 2008. С. 68–105.

Домрачева Л. И., Трефилова Л. В., Третьякова А. Н., Гребнева О. И., Дудолодова Г. М. Биологическая защита сеянцев от болезней в питомниках // Леса Кировской области. Киров: ОАО «Киров. обл. тип.», 2008. С. 292–299.

Дорофеев Ю. В. Структура населения жужелиц рекреационных лесов окрестностей города Щекино // Фауна и экология жужелиц (*Coleoptera, Carabidae*) урбанизированных ландшафтов Тульской области. Тула, 1995. С. 13–29.

Дружинин Г. В., Лемешко А. П., Ворожцова Т. А., Нечаев В. А. Техногенные отложения озера Просного в системе водоотведения Кирово-Чепецкого химического комбината // Региональные и муниципальные проблемы природопользования: Сб. материалов 9-й науч.-практ. конф. (г. Киров, 1–3 сентября 2006). Кирово-Чепецк, 2006. С. 127–128.

Дубовик И. Е. Водоросли эродированных почв и альгологическая оценка почвозащитных мероприятий. Уфа: Изд-е Башк. ун-та, 1995. 156 с.

Дубовик И. Е. О фрактальных свойствах *Nostoc commune* // Пробл. ботан. на рубеже XX–XXI. 1998. С. 94.

Дубовик И. Е., Климина И. П. Эпифитные водоросли в городских экосистемах предуралья // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Материалы Междунар. научно-практ. конф, посвящённой 100-летию со дня рождения проф. Э. А. Штиной. Киров: Вятская ГСХА, 2010. С. 107–110.

Дубовик И. Е., Климина И. П. Эпифитные водоросли древесных растений в городах Предуралья // Ботан. журн., 2009. Т. 94. № 10. С. 1527–1534.

Душенков В. М. О фауне жужелиц (*Coleoptera, Carabidae*) г. Москвы // Фауна и экология почвенных беспозвоночных Московской области. М.: Наука, 1983. С. 111–112.

Евдокимова Г. А. Микробный компонент природных и техногенных систем Севера // Геоэкология. 2002. № 3. С. 237–242.

Евдокимова Г. А. Эколого-микробиологические основы охраны почв Крайнего Севера. Апатиты: Кольского науч. центр РАН, 1995. 272 с.

Евдокимова Г. А., Переверзев В. Н., Зенкова И. В., Корнейкова М. В., Редькина В. В. Эволюция техногенных ландшафтов (на примере отходов апатитной промышленности). Апатиты: Изд-во Кольского науч. центра РАН, 2010. 146 с.

Жданова Н. Н., Василевская А. И. Экспериментальная экология грибов в природе и эксперименте. Киев: Наук. Думка, 1988. 168 с.

Жданова О. Б. Токсокароз домашних и диких плотоядных в Кировской области // Современные проблемы ветеринарной медицины: Материалы докл. науч. конф. Киров, 2004. С. 34–37.

Жданова О. Б., Ашихмин С. П., Распутин П. Г., Кондакова Л. В., Домрачева Л. И., Попов Л. В. Возможность применения азидата натрия для обеспечения биобезопасности почв урбанизированных территорий // Региональные и муниципальные проблемы природопользования: Материалы 10-й Всерос. науч.-практ. конф., г. Киров, 10–11 сентября 2008 г. Кирово-Чепецк, 2008. С. 105–108.

Желнина О. В., Узварова Н. А., Метелева Н. В., Фокина А. И. На пути создания нового биосорбента тяжелых металлов // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы II обл. науч.-практ. конф. молодежи. Киров, 2007. С. 26–28.

- Животный мир Кировской области (беспозвоночные). Дополнение. Т. 5. Киров: Изд-во ВГПУ, 2001. 232 с.
- Животный мир Кировской области. Т. 1. Киров, 1971. 303 с. (Уч. зап. Кировского ГПИ. Вып. 45).
- Животный мир Кировской области. Т. 2. Киров, 1974. 523 с.
- Жигалин А. Д., Кофф Г. Л., Локишин Г. П., Просунцова Н. С. Проблемы техногенного физического загрязнения геологической среды больших городов // Инженерная геология. 1984. № 6. С. 74–82.
- Жигалин А. Д., Кофф Г. Л., Янченко Ю. Ф. К вопросу о влиянии искусственных тепловых полей на геологическую среду в условиях города // Инженерная геология. 1981. № 4. С. 63–69.
- Жилин О. В. Биосорбция и трансформация золота и сопутствующих тяжелых металлов микромицетами: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Владивосток, 2003. 24 с.
- Житлухина И. С., Коваль Е. В., Огородникова С. Ю. Изучение пигментного комплекса и содержание аскорбиновой кислоты в листьях растений, произрастающих в условиях городской черты // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы Всерос. молодёж. науч.-практ. конф. 26–27 апреля 2011 г. Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 147–149.
- Жуйкова И. А. Климат // Леса Кировской области / Под ред. А. И. Видякина, Т. Я. Ашихминой, С. Д. Новосёлова. Киров: ОАО «Киров. обл. тип.», 2008. С. 15–26.
- Заварзин Г. А. Анти-Рынок в природе // Природа. 1995. № 3. С. 46–60.
- Заварзин Г. А. Лекции по природоведческой микробиологии. М.: Наука, 2003. 348 с.
- Заикина Н. Н., Тимонюк В. М. Загрязнение почвенного покрова в зоне влияния железнодорожного транспорта / Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы II обл. науч.-практ. конф. молодёжи 25 апреля 2007 г. Киров : ООО «Старая Вятка», 2007. С. 23–25.
- Закирова З. Р. Синезеленые водоросли (цианобактерии) антропогенно нарушенных почв и их консортивные связи: Дис. ... канд. биол. наук. Уфа, 2006. 208 с.
- Закирова З. Р., Дубовик И. Е. Влияние нефтепродуктов на морфологическую характеристику *Nostoc commune* // Альгологические исследования: современное состояние и перспективы на будущее: Материалы I Всерос. науч.-практ. конф. Уфа: Изд-во БГПУ, 2006. С. 49–51.
- Закирова З. Р., Дубовик И. Е., Куреева Н. А. Распространение *Nostoc commune* в антропогенно-нарушенных почвах республики Башкортостан и сопутствующие ему организмы // Особь и популяция – стратегии жизни: Материалы докл. IX Всерос. популяционного семинара. Уфа: Изд. дом ООО «Вили Окслер», 2006. Ч. 1. С. 337–342.
- Зачиняева А. В., Зачиняев Я. В., Соломенникова И. И. Характеристика мико-аллергенной контаминации почв промышленных регионов России // Успехи медицинской микологии. 2006. С. 69–70.
- Зачиняева А. В., Лебедева Е. В. Микромицеты загрязнённых почв северо-западного региона России и их роль в патогенезе аллергических форм микозов // Микология и фитопатология. 2003. Т. 37. Вып. 5. С. 69–74.
- Звягинцев Д. Г., Зенова Г. М. Экология актиномицетов. М.: ГЕОС, 2001. 257 с.
- Земкова Р. И., Анпилогова В. А. Пути формирования и дальнейшего развития вредной фауны и патогенной микрофлоры в городских насаждениях. Защита растений интродуцентов от вредных организмов. Киев, 1987. С. 22–25.
- Зенова Г. М. Меланиновые пигменты актиномицетов // Биол. науки. 1977. № 7. С. 4–13.
- Злобин Б. Д., Плесский П. В. Млекопитающие Кировской области // Фауна и экология млекопитающих. Киров, 1978. С. 3–99.
- Злобин С. С., Зыкова Ю. Н., Адамович Т. А., Скугорева С. Г., Домрачева Л. И., Дабах Е. В., Кантор Г. Я. Интенсивность развития микробных комплексов в почвах в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. молодежи. Киров, 2010. С. 55–58.

*Зырянова У. П.* Влияние экологических факторов на содержание тяжелых металлов и Cs-137 в микобиоте лесных экосистем: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Ульяновск, 2007. 26 с.

*Иванов А. И., Блинохватов А. Ф.* О роли базидиальных макромицетов в трансформации ультрамикроэлементов в экосистемах. I. Биоабсорбция селена // Микология и фитопатология. 2003. Т. 37. Вып. 1. С. 70–75.

*Иванов А. И., Костычев А. А.* Характер накопления некоторых металлов и мышьяка в базидиомах грибов порядка Boletales // Микология и фитопатология. Т. 41. 2007. С. 500–505.

*Иванов А. И., Костычев А. А., Скобанев А. В.* Аккумуляция тяжёлых металлов и мышьяка базидиомами макромицетов различных эколого-трофических и таксономических групп // Поволжский экологический журнал. 2008. № 3. С. 190–199.

*Иванова А. Е., Марфенина О. Е., Суханова И. С., Макарова Н. В.* Микроскопические грибы в почвах, приземных слоях воздуха и снеговом покрове города Москвы // Современная микология в России: Тез. докл. II съезда микологов России, 16–18 апр. 2008 г. М.: Нац. акад. микологии, 2008. С. 98–99.

*Игнатьева М. Е.* Основные принципы направленного формирования городской флоры и растительности (на примере г. Пушкино Московской области) // Состояние, перспективы изучения и проблемы охраны природных территорий Московской области. М., 1988. С. 67–69.

*Ижевский С. С.* Чужеземные насекомые как биоагрессоры // Экология. 1995. № 2. С. 119–123.

*Илькун Г. М.* Газоустойчивость растений. Киев, 1971. 83 с.

*Илялетдинов А. Н.* Иммобилизация металлов микроорганизмами и продуктами их жизнедеятельности // Микроорганизмы как компонент биогеоценоза. М.: Наука, 1984. С. 18–31.

*Инсарова И. Д.* Влияние сернистого газа на лишайники // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л., 1982. Т. 5. С. 33–48.

История Кировской области. Киров: Волго-Вят. кн. изд-во, Киров. отд., 1975. С. 5–6.

*Кабата-Пендиас А., Пендиас Х.* Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.

*Кабиров Р. Р.* Альготестирование и альгоиндикация. Уфа: БГПИ, 1995. 125 с.

*Кабиров Р. Р.* Почвенные водоросли техногенных ландшафтов: Дис. ... д-ра биол. наук. Уфа, 1991. 345 с.

*Кабиров Р. Р., Гайсина Л. А., Сафиуллина Л. М.* Использование универсальных критериев при оценке экологического состояния почвенных альгоценозов // Экология. 2010. № 4. С. 266–270.

*Кабиров Р. Р., Суханова Н. В.* Почвенные водоросли городских газонов (Уфа, Башкортостан) // Ботан. журн., 1997. Т. 82. № 3. С. 46–57.

*Кавтарадзе Д. Н., Игнатьева М. И.* Растительность урбанизированных территорий как предмет классификации в связи с задачами охраны природы // Науч. докл. Высшей школы. Биол. науки. 1986. № 12.

*Кадималиев Д. А., Ревин В. В., Атыкян Н. А.* Влияние полимерных субстратов на био-интез ферментов лигнинолитического комплекса грибов *P. tigrinus* // Вестн. Оренбург. гос. ун-та. 2003. Вып. 5. С. 134–136.

*Калакуцкий Л. В., Агре Н. С.* Развитие актиномицетов. М.: Наука, 1977. 287 с.

*Капитанов А. Б., Пименов А. М.* Каротиноиды как антиоксидантные модуляторы клеточного метаболизма // Успехи современной биологии. 1996. Т. 116. № 2. С. 32–39.

*Каратыгин И. В.* Грибные организмы и их роль в эволюции экосистем // Ботан. журнал. 1994. Т. 79. № 2. С. 13–20.

*Катаев О. А., Голутвин Г. И., Селиховкин А. В.* Изменение в сообществах членистоногих лесных биоценозов при загрязнении атмосферы // Энтотомол. обозрение. 1983. Т. 62. Вып. 1. С. 33–41.

- Келлер Б. А.* Растительный мир русских степей, полупустынь и пустынь. Воронеж, 1926.
- Киреева Н. А., Бакаева М. Д., Климина И. П., Григориади А. С., Рафикова Г. Ф.* Накопление оппортунистических грибов во внешней среде городов с развитой нефтеперерабатывающей промышленностью // Иммунопатол. Аллергол. Инфектол. 2009а. № 2. С. 48–49.
- Киреева Н. А., Водопьянов В. В., Григориади А. С., Климова И. П.* Влияние выбросов нефтехимических производств на структуру микроскопических грибов почв и сопутствующих сред // Проблемы лесной фитопатологии и микологии: Сб. материалов VII междунар. конф. Пермь, 2009. С. 83–87.
- Киреева Н. А., Дубовик И. Е., Закирова З. Р.* Консортивные связи цианобактерий типичного чернозема при загрязнении нефтью // Почвоведение. 2007. № 6. С. 749–755.
- Киреева Н. А., Кузяхметов Г. Г., Мифтяхова А. М., Водопьянов В. В.* Фитотоксичность антропогенно-загрязнённых почв. Уфа: Гилем, 2003. 266 с.
- Киреева Н. А., Мифтяхова А. М., Бакаева М. Д., Водопьянов В. В.* Комплексы почвенных микромицетов в условиях техногенеза. Уфа: Гилем, 2005. 360 с.
- Кирьянова Е. С., Кралль Э. Л.* Паразитические нематоды растений и меры борьбы с ними. Т. 1. Л.: Наука, 1969. 447 с.
- Классификация и диагностика почв России / Л. Л. Шишов, В. Д. Тонконогов, И. И. Лебедева, М. И. Герасимова. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
- Клауснитцер Б.* Экология городской фауны / Пер. с нем. М.: Мир, 1990. 246 с.
- Климина И. П.* Эпифитные сообщества цианопрокариот, водорослей и микроскопических грибов древесных растений г. Уфы и возможность их использования в биоиндикации: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Уфа, 2011. 18 с.
- Кобзев В. А.* Взаимодействие загрязняющих почву тяжёлых металлов и почвенных микроорганизмов (обзор) // Загрязнение атмосферы, почвы и растительного покрова. М.: Гидрометеиздат, 1980. Вып. 10(86) С. 51–63.
- Ковина А. Л., Домрачева Л. И., Попов Л. Б., Ковин Д. А.* Биопрепараты при выращивании цинний (рассада и открытый грунт) // Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития: Материалы Всерос. научно-практ. конф. Вып. 7. Киров, 2009. Ч. 2. С. 48–51.
- Ковина А. Л., Попов Л. Б., Домрачева Л. И., Ковин Д. А.* Перспективы применения биопрепаратов при выращивании декоративных культур // Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров, 2007. Вып. V. Ч. 2. С. 83–85.
- Ковина А. Л., Попов Л. Б., Домрачева Л. И., Ковин Д. А., Елькина Т. С.* Применение биопрепаратов при выращивании астр в городской среде // Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров: Изд-во «О-Краткое», 2008. С. 245–247.
- Кожевин П. А.* Микробные популяции в природе. М.: Изд-во МГУ, 1989. 175 с.
- Козлов А. В.* Фауна и биотопическое распределение жужелиц (*Coleoptera, Carabidae*) города Новосибирска и его окрестностей // Вредные организмы культурных растений. Новосибирск, 1990. С. 72–87.
- Козырев А. В.* Жужелицы города Свердловска // Фауна и экология жужелиц: Тез. докл. III Всесоюз. карабидолог. совещания. Кишинев, 1990. С. 35.
- Кондакова Л. В., Домрачева Л. И.* Флора Вятского края. Ч. 2. Водоросли (Видовой состав, специфика водных и почвенных биоценозов). Киров: ОАО «Киров. обл. тип.», 2007. 192 с.
- Кондакова Л. В., Домрачева Л. И., Олькова А. С., Ашихмина Т. Я., Дабах Е. В.* Изменение структурной организации альго-микологических почвенных комплексов при загрязнении пирофосфатом натрия // Проблемы региональной экологии. 2010. № 1. С. 50–54.
- Кондакова Л. В., Злобина М. Н.* Определение чистоты атмосферного воздуха методом лишеноиндикации на техногенных и фоновых территориях Кировской области // Актуальные

- проблемы регионального экологического мониторинга: теория, методика, практика: Сб. материалов Всерос. науч. шк. (г. Киров, 16–18 ноября 2004 г.). Киров, 2004. С. 221–223.
- Кононова С. В., Несмеянова М. А.* Фосфонаты и их деградация микроорганизмами // Биохимия. 2002. Т. 67. № 2. С. 220–233.
- Копысов В. А.* О фауне прямокрылых Orthoptera Кировской области // Ученые записки Киров. ГПИ им. Ленина. 1970. В. 31. С. 28–45.
- Коробова А. В.* Вятке обнаружены яйца гельминтов, а в Люльченке живут ондатры // Округа+. № 22 (56). 2011. С. 14.
- Королева О. В.* Лакказы базидиомицетов: свойства, структура, механизм действия и практическое применение: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М., 2006. 24 с.
- Костина Л. В., Куюкина М. С., Ившина И. Б.* Изучение устойчивости актинобактерий к солям ванадия // Вестник Перм. ун-та. 2004. № 2. С. 114–117.
- Костычев А. А.* Возможность использования базидиальных макромицетов в качестве биоиндикаторов загрязнения окружающей среды тяжёлыми металлами и мышьяком // Вестник ОГУ. № 1. 2009. С. 108–112.
- Красная книга Кировской области: Животные, растения, грибы / Отв. ред. Л. Н. Добринский, Н. С. Корытин. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2001. 288 с.
- Красногорская Н. В.* Современные проблемы изучения и сохранения биосферы: В 3 т. Т. 3. Проблемы восстановления и сохранения систем биосферы. М.: Гидрометеиздат, 1992. 356 с.
- Кратцер П. А.* Климат города. М.: Изд-во иностр. лит., 1958. С. 239.
- Криволицкий Д. А.* Экологическое нормирование на примере радиоактивного и химического загрязнения экосистем // Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. М.: Наука, 1988. С. 3–12.
- Крюкова А. А., Скугорева С. Г.* Исследование воды из родников г. Кирова // Биологический мониторинг природно-техногенных систем: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием: В 2 ч. Ч. 1 (г. Киров, 29–30 ноября 2011 г.). Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 229–231.
- Кузницын М. А.* Геоморфологические районы // Энциклопедия Земли Вятской. Т. 7. Природа. Киров: Изд-во Вятка, 1997. С. 137–141.
- Кузякина Т. И.* Экология и геохимическая деятельность микроорганизмов на активных вулканах и в гидротермах (остров Кунашир, Курильские острова, Камчатка). Владивосток: Дальнаука, 2004. 251 с.
- Кузяхметов Г. Г.* Водоросли зональных почв степи и лесостепи. Уфа: РИО БашГУ, 2006. 286 с.
- Кузяхметов Г. Г.* Способ оценки загрязнения почв по морфологическим показателям популяций водорослей // Почвоведение. 1993. № 8. С. 114–117.
- Куимова Н. Г., Жилин О. В.* Микробиологический мониторинг тяжелых металлов в экосистемах // Проблемы устойчивого развития регионов в XXI веке: VI Междунар. симпозиум. Биробиджан, 2002. С. 175–176.
- Куимова Н. Г., Жилин О. В., Павлова Л. М.* Аккумуляция и биоминерализация благородных металлов микромицетами // Микол. и фитопатол. 2008. Т. 42. № 4. С. 342–353.
- Куличева Н. Н., Лысак Л. В., Кожевин П. А., Звягинцев Д. Г.* Бактерии в почве, опаде и филлосфере городской экосистемы // Микробиология. 1996. Т. 65. Вып. 3. С. 416–420.
- Кулько А. Б., Марфенина О. Е.* Особенности видового состава микроскопических грибов в снеговом покрове городской среды // Микробиология. 1998. Т. 67. № 4. С. 569–572.
- Кулько А. Б., Марфенина О. Е.* Распространение микроскопических грибов в придорожных зонах городских автомагистралей // Микробиология. 2001. № 5. С. 709–713.
- Кунина И. М., Инсарова И. Д., Трушин С. Б.* Действие сернистого ангидрида на метаболизм растительной клетки // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеиздат, 1979. С. 87–124.

*Лапыгина Е. П., Лысак Л. В., Бакулина Е. А., Звягинцев Д. Г.* Устойчивость аутохтонных почвенных бактерий к шоковым биоцидным воздействиям // Почвоведение. 2006. № 11. С. 1363–1368.

*Лебедева Е. В., Канивец Т. В.* Микромицеты почв, подверженных влиянию горно-металлургического комбината // Микология и фитопатология. 1991. Т. 25. № 2. С. 111–116.

*Левин С. В., Гузев В. С., Асеева И. В., Бабьева И. П., Марфенина О. Е., Умаров М. М.* Тяжёлые металлы как фактор антропогенного воздействия на почвенную микробиоту // Микроорганизмы и охрана почв. М.: Изд-во МГУ, 1989. С. 5–46.

*Лихачев А. Н.* Места и источники концентрации пропагул микромицетов в помещениях // Успехи медицинской микологии, 2006. Т. VII. С. 72–73.

*Лозовая О. Г., Касаткина Т. П., Подгорский В. С.* Поиск сорбентов тяжёлых металлов среди дрожжей различных таксономических групп // Микробиол. ж. 2004. Т. 66. № 2. С. 92–101.

*Лукаревская Т. В.* Растения в условиях города // «1 сентября. Биология». URL: [bio.1september.ru/articlef.php?ID=200700801](http://bio.1september.ru/articlef.php?ID=200700801)

*Лукашкин А. С.* Холодное повреждение теплолюбивых растений и окислительный стресс. Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2002. 208 с.

*Лысак Л. В.* Бактериальные сообщества городских почв: Автореф. ... дис. д-ра биол. наук. М., 2010. 47 с.

*Лысак Л. В., Лапыгина Е. В., Конова И. А., Звягинцев Д. Г.* Численность и таксономический состав ультрамикробактерий в почвах // Микробиология. 2010. Т. 79. № 3. С. 428–432.

*Лысак Л. В., Сидоренко Н. Н.* О видовом разнообразии родококков в городских почвах // Вестник МГУ. 1998. Сер. 17. Почвоведение. № 2. С. 45–49.

*Лысак Л. В., Сидоренко Н. Н.* Особенности микробных сообществ городских загрязнённых почв. Экология и почвы: Избранные лекции VIII–IX Всерос. школ. М.: ПОЛТЕКС, 1999. С. 226–237.

*Лысак Л. В., Сидоренко Н. Н., Марфенина О. Е., Звягинцев Д. Г.* Микробные комплексы городских почв // Почвоведение. 2000. № 1. С. 80–85.

*Лябушева О. А.* Накопление элементов (В, Мо, Se, Zn) клетками цианобактерий: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. МГУ, 2004. 21 с.

*Мальшева Н. В.* Морфолого-анатомическое строение накипных лишайников в условиях загрязнения окружающей среды // Новости систематики низших растений. СПб.: Наука, 1996. Т. 31. С. 130–134.

*Мальшева Н. В.* Об экологической патоморфологии лишайников в окрестностях Санкт-Петербурга // Новости систематики низших растений. СПб.: Наука, 1995. Т.30. С. 78–85.

*Мамбетова Ю. А., Ковалевская И. П.* Изучение сорбционных свойств биосорбентов на основе галотолерантных микроорганизмов // Микробное разнообразие: состояние, стратегия сохранения, биологический потенциал: Тез. докл. II Междунар. конф. Пермь, 2005. С. 64.

*Марушкина Е. В.* Исследования состояния популяции водоросли *Scenedesmus quadricauda* в норме и при интоксикации методом монокультур: Автореф. дис. ... канд биол. наук. М., 2005. 21 с.

*Марфенина О. Е.* Антропогенная экология почвенных грибов. М.: Медицина для всех, 2005. 156 с.

*Марфенина О. Е.* Антропогенные изменения комплексов микроскопических грибов в почвах: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М., 1999. 49 с.

*Марфенина О. Е.* Распространение потенциально патогенных микромицетов в окружающей среде // Пробл. мед. микол. 2000. Т. 2. № 2. С. 36–37.

*Марфенина О. Е.* Реакция комплекса микроскопических грибов на загрязнение почв тяжёлыми металлами // Вестник МГУ. Сер. 17. Почвоведение. 1985. № 2. С. 46–50.

*Марфенина О. Е., Иванова А. Е.* Основные направления оценки антропогенных изменений структуры комплексов почвенных микроскопических грибов. Анализ итогов исследований // Проблемы лесной фитопатологии и микологии: Сб. материалов VII междунар. конф. Пермь, 2009. С. 128–131.

*Марфенина О. Е., Каравайко Н. М., Иванова А. Е.* Особенности комплексов микроскопических грибов урбанизированных территорий // Микробиология. 1996. Т. 65. № 1. С. 119–124.

*Марфенина О. Е., Кулько А. Б., Иванова А. Е.* Микроскопические грибы во внешней среде города // Микология и фитопатология. 2002. Т. 36. № 4. С. 22–31.

*Марфенина О. Е., Кулько А. Б., Иванова А. Е.* Распределение в окружающей среде микроскопических грибов, известных как аллергены для человека // Успехи медицинской микологии. М.: Нац. акад. микологии, 2003. Т. 1. С. 196–198.

*Медведь В. А., Горбунова З. Н.* Каталазная активность зелёных и синезелёных водорослей // 9-й съезд Гидробиол. о-ва РАН. Тольятти; Самара, 2006. С. 26–27.

*Мельникова А. С., Кондакова Л. В.* Экоотоксикологическая оценка снежного покрова г. Кирова // Биологический мониторинг природно-техногенных систем: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием: В 2 ч. Ч. 2 (г. Киров, 29–30 ноября 2011 г.). Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 27–29.

Методика выполнения измерений массовых долей токсичных металлов в пробах почв атомно-абсорбционным методом. ФР.1.31.2007.04106. М. 13 с.

Методика измерения массовой доли нефтепродуктов в питьевых, природных и очищенных сточных водах методом ИК-спектроскопии. Количественный химический анализ почв. ПНД Ф 14.1:2.4.168-2000. 22 с.

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах: Зообентос и его продукция. Ленинград: ЗИН АН СССР, ГосНИОРХ, 1983. 52 с.

Методические указания по определению тяжёлых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. М., 1992.

Методы почвенной микробиологии и биохимии / Под ред. Д. Г. Звягинцева. М.: Изд-во МГУ, 1991. 303 с.

*Миронова Р. И., Носкова В. П., Расулова Г. Е., Холоденко В. П.* Биодegradация и биосорбция нефти природными микромицетами // Биотехнология. 1996. № 7. С. 44–48.

*Мирчинк Т. Г.* Почвенная микология. М.: МГУ, 1988. 220 с.

*Михайлова И. Н., Воробейчик Е. Л.* Размерная и возрастная структура популяций эпифитного лишайника *Hurohутnia physodes* (L.) Nyl. В условиях атмосферного загрязнения // Экология. 1999. № 2. С. 130–137.

*Мокронос А. П.* Физиология растений на рубеже XXI века // Физ. раст. 2000. Т. 47. № 3. С. 341–342.

*Монастырский О. А.* Токсикообразующие грибы, паразитирующие на зерне // Агро XXI. 2001. № 11. С. 6–7.

*Монастырский О. А.* Факторы эволюции высокотоксикогенных штаммов рода *Fusarium* в агроценозе // С.-х. биология. Сер. Биология растений. 1998. № 1. С. 28–34.

Мониторинг качества атмосферного воздуха для оценки воздействия на здоровье человека. Региональные публикации ВОЗ, Европейская серия. 2001. № 85. 293 с.

*Морозова Е. С., Дымова А. А., Фокина А. И.* Комплексный подход в исследовании содержания нефтепродуктов в почве // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы Всерос. молодёж. науч.-практ. конф. 26–27 апреля 2011 г. Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 193–195.

*Мусселиус С. Г., Рык А. А.* Отравления грибами. М., 2002. 324 с.

*Мухин В. А., Веселкин Д. В., Брындина Е. В. и др.* Основные закономерности современного этапа эволюции микобиоты лесных экосистем // Грибные сообщества лесных экоси-



стем / Под ред. В. Г. Стороженко и др. М.; Петрозаводск: Карел. науч. центр РАН, 2000. С. 26–36.

Назарова С. Г., Жданова О. Б. Зараженность токсокарозом собак и клеточных песцов разных возрастных групп // Современные вопросы ветеринарной медицины и биологии: Материалы I междунар. науч. конф. Уфа, 2005. С. 226–227.

Неганова Л. Б. Круглогодичная динамика численности водорослей в дерново-подзолистой почве // Сезонная динамика почвенных процессов. Таллин, 1979. С. 92–94.

Нестерова А. В., Пестов С. В. Оценка фитопатологического состояния листьев древесных растений в парковых насаждениях г. Кирова // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы Всерос. молодёж. науч.-практ. конф. 26–27 апреля 2011 г. Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 149–151.

Никитина О. В. Внеклеточные оксидоредуктазы лигнинолитического комплекса бази-диального гриба *Trametes pubescens* (Shumach.) Pilat.: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2006. 26 с.

Николаев Ю. А. Внеклеточные факторы адаптации бактерий к неблагоприятным условиям среды // Прикладная биохимия и микробиология. 2004. Т. 40. № 4. С. 387–397.

О санитарно-эпидемиологической обстановке в Кировской области в 2008 году. Киров, 2009. 250 с.

О санитарно-эпидемиологической обстановке в Кировской области в 2009 году. Киров, 2010. 287 с.

О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения в Кировской области в 2005 году. Киров, 2006. 227 с.

О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения в Кировской области в 2006 году. Киров, 2007. 225 с.

О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения в Кировской области в 2007 году. Киров, 2008. 247 с.

О состоянии окружающей среды Кировской области в 2009 году: Региональный доклад. Киров, 2010. 196 с.

Об утверждении регионального норматива «Допустимое остаточное содержание нефти и нефтепродуктов в почвах после проведения рекультивационных и иных восстановительных работ на территории Ханты-Мансийского автономного округа – Югры»: Постановление Правительства Ханты-Мансийского автономного округа – Югры от 10.12.2004

№ 466-~~О~~вчинникова Т. А., Прохорова Н. В., Панкратов Т. А. Некоторые микробиологические особенности почвенного покрова города Новокуйбышевска в осенний период // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2010. Т. 19. № 2. С. 83–91.

Огородникова С. Ю., Зыкова Ю. Н., Березин Г. И., Домрачева Л. И., Калинин А. А. Комплексная оценка состояния цианобактерии *Nostoc paludosum* Kütz. при воздействии различных поллютантов // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 3. С. 47–51.

Огородникова С. Ю., Зыкова Ю. Н., Березин Г. И., Домрачева Л. И., Калинин А. А. Реакция различных видов цианобактерий рода *Nostoc* на действие токсикантов // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Материалы междунар. науч.-практ. конф., посвящ. 100-летию со дня рождения проф. Э. А. Штиной. Киров: Вят. ГСХА, 2010. С. 216–221.

Олішевська С. В., Василевська А. І., Фоміна М. О., Манічев В. І. Сорбція і опів міді ґрунтовими мікоміцетами // Мікробіол. Журнал. 2006. Т. 68. № 4. С. 60–70.

Оливеруусова Л. Оценка состояния окружающей среды методом комплексной биоиндикации // Биоиндикация и биомониторинг / Под ред. Д. А. Криволуцкого. М.: Наука, 1991. С. 39–45.

Орлеанский В. К., Герасименко Л. М., Миходюк О. С., Зеленков В. С. Термофильные цианобактерии – перспективный источник нетрадиционного сырья // Актуальные проблемы

инноваций с нетрадиционными природными ресурсами и создания функциональных продуктов: Материалы III Рос. науч.-практ. конф. М., 2005. С. 20–22.

Отнюкова Т. Н. Диагностика загрязнения атмосферы по состоянию ягельного лишайника // Доклады Российской академии сельскохозяйственных наук. 1997. № 3. С. 21–22.  
Отнюкова Т. Н. Морфологическое состояние *Cladina stellaris* (*Cladoniaceae*, *Lichenes*), как показатель атмосферного загрязнения // Бот. журн. 1997. Т. 82. № 3. С. 57–66.

Охорзин Н. Д. Почвы // Леса Кировской области. Киров: ОАО «Киров. обл. тип.», 2008. С. 31–43.

Павленко Н. В., Палечек Л. А., Макарьева Е. М., Скворцова И. Н., Виноградова К. А. Химические свойства и микрофлора почв детских площадок на территории Москвы // Вестник МГУ. Сер. 17. 1998. № 2. С. 40–44.

Панкратова Е. М. Роль азотфиксирующих синезеленых водорослей (цианобактерий) в накоплении азота и повышении плодородия почвы: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М., 1981. 39 с.

Панкратова Е. М. Становление функциональных особенностей цианобактерий на пути их сопряжённой эволюции с биосферой // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 3. С. 4–11.

Панкратова Е. М., Трефилова Л. В. Симбиоз как основа существования цианобактерий в естественных условиях и в конструируемых системах // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 1. С. 4–15.

Паршикова Т. В., Щеголева Т. Ю., Колесников В. Г. Состояние воды в клетках водорослей и их функциональная активность в различных условиях // Гидробиология 2000: V всерос. конф. по водным растениям. Борок, 2000. С. 66–67.

Патова Е. Н. Почвенные синезелёные водоросли в фитоценозах Воркутинской тундры // Биоиндикация состояния природной среды Воркутинской тундры. Сыктывкар: Коми НЦ УрО РАН, 1996. № 143. С. 49–61.

Патова Е. Н., Гецен М. В., Сивков М. Д. Почвенная водоросль *Nostoc commune* – биоиндикатор состояния тундровых экосистем // Пробл. ботан. на рубеже XX–XXI вв. 1998. С. 113.

Патова Е. Н., Сивков М. Д., Гецен М. В. Аккумуляция металлов почвенной азотфиксирующей водорослью *Nostoc commune* в условиях Восточно-Европейских тундр // Альгология, 2000. Т. 10. № 3. С. 250–256.

Перевозчикова М. А. Эпизоотологические аспекты природной очаговости иксодовых клещевых боррелиозов: Автореф. дис. ... канд. вет. наук. Владимир, 2010. 24 с.

Пересторонин В. П. Экологические проблемы Кировской области и пути их решения / Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: теория, методика, практика: Сб. материалов Всерос. науч. шк. (г. Киров, 16–18 ноября 2004 г.). Киров, 2004. С. 13–21.

Пермина Е. А. Изучение регулонов бактериального стресса методами сравнительной геномики: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2006. 19 с.

Перминова Т. Н., Соловьёва Е. С. Содержание органического вещества в почве различных экотопов г. Кирова // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы Всерос. молодёж. науч.-практ. конф. 26–27 апреля 2011 г. Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 83–84.

Пестов С. В. Повреждения гербариев // Экологическая ботаника: наука, образование, прикладные аспекты: Междунар. науч. конф.: Программа и тез. докл. Сыктывкар: Изд-во Сыкт. ун-та, 2002. С. 192–194.

Петров П. И., Петров С. И., Ашихмина Т. Я. Оценка состояния атмосферного воздуха и грунтовых вод в районе влияния Кировской ТЭЦ-5 // Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации: Сб. материалов VIII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием: В 2 ч. Ч. 2 (г. Киров, 1–2 декабря 2010 г.). Киров: ООО «Лобань», 2010. С. 139–142.

*Петров С. И., Петров П. И., Ашихмина Т. Я.* Изучение содержания тяжёлых металлов и нефтепродуктов в почве и растениях в зоне защитных мероприятий Кировской ТЭЦ–5 // Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации: Сб. материалов VIII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием: В 2 ч. Ч. 2 (г. Киров, 1–2 декабря 2010 г.). Киров: ООО «Лобань», 2010. С. 135–138.

*Петров С. И., Петров П. И., Ашихмина Т. Я.* Изучение тяжёлых металлов и нефтепродуктов в почве, растительности и зооотвалах района расположения ТЭЦ–5 // Экология родного края – проблемы и пути их решения: Материалы IV обл. науч.-практ. конф. молодёжи 27–28 апреля 2008 г. Киров, 2008. С. 32–34.

*Петров С. С., Корякин Ю. Н., Холстов В. И., Завьялова Н. В.* Биотехнология в решении проблемы уничтожения химического оружия // Российский химический журнал. 1995. Т. 39. № 4. С. 18–20.

*Петухова И. Ю.* Проблемы и критерии отнесения опасных производственных объектов к группе особо опасных. Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития: Сб. материалов VI Всерос. научно-практич. конф. с междунар. участием: В 2 ч. Ч. 1 (г. Киров, 25–27 ноября 2008 г.). Киров: Изд-во «О-Краткое», 2008. С. 398–400.

*Плюснин А. В., Бурков Н. А.* О качестве атмосферного воздуха г. Кирова // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы Всерос. молодёж. науч.-практ. конф. 26–27 апреля 2011 г. Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 53–55.

*Подгорский В. С., Касаткина Т. П., Лозовая О. Г.* Дрожжи – биосорбенты тяжёлых металлов // Микробиологический журнал. 2004. Т. 66. № 1. С. 91–103.

*Поддубный А. В., Христофорова Н. К.* Оценка качества среды по содержанию тяжёлых металлов в опёнке осеннем *Armillaria mellea* // Микология и фитопатология. 1999. Т. 33. Вып. 4. С. 271–275.

*Позднякова Н. Н., Турковская О. В., Юдина Е. Н., Радкевич-Новак Я.* Желтая лакказа гриба *Pleurotus ostreatus* D1: очистка и характеристика // Прикладная биохимия и микробиология. 2006. Т. 42. № 1. С. 63–69.

*Полевой В. В.* Физиология растений. М., 1989. 464 с.

*Полянская Л. М.* Микробная биомасса как индикатор экологического состояния почв // Почвы – национальное достояние России: Материалы IV съезда Докучаевского о-ва почвоведов. Новосибирск, 2004. С. 664.

*Полянская Л. М.* Микробная сукцессия в почве: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М., 1996. 96 с.

*Полянская Л. М.* Прямой микроскопический подсчет спор и мицелия грибов в почве // Изучение грибов в биогеоценозах. Свердловск, 1988. С. 30.

*Попов В. А.* Физиологические и биохимические аспекты устойчивости растений к диоксиду азота // Экологические и физиолого-биохимические аспекты антропогенности растений: Тез. докл. на Всесоюз. конф. (3–5 декабря) Ч. II. 1986. Таллин, 1986. С. 80–81.

Практикум по микробиологии / Под ред. А. И. Нетрусова. М.: Изд. центр «Академия», 2005. 608 с.

Природа Кировской области / Под ред. С. Л. Щеклеина, Д. Д. Лаврова, В. И. Колчанова. Ч. 2. Физико-географические районы. Киров, 1966. 368 с.

*Проказов Г. Ф., Зименко Т. Г., Гузьева Н. Н., Гольшико Г. М.* Действие постоянного тока на нитрифицирующую микрофлору пароконденсатного тракта Минского тракторного завода. М.: ВИНТИ, 1982. № 2362-79. Деп. С. 1–9.

*Пурина Е. С.* Оценка экологической пластичности почвенной водоросли *Klebsormidium flaccidum* (Kütz) Silva et all (Chlorophyta): Дис. ... канд. биол. наук. Уфа, 2009. 140 с. *Раилкин А. И.* Самосборка сообщества морского микрообрастания // ДАН. 1994. Т. 337. № 1. С. 140–140.

*Реймерс Н. Ф.* Охрана природы и окружающей человека среды. М.: Просвещение, 1992. 320 с.

*Реймерс Н. Ф.* Природопользование. М.: Мысль, 1990. С. 531.

Рекомендации по разработке экопаспорта населённого пункта (по итогам областного молодёжного проекта) // Комплексный экологический мониторинг города (посёлка на примере города Кирова 2006–2008 гг.): Сб. Киров: Изд-во Лицея естеств. наук, 2009. 165 с.

*Рихтер А., Орлова Н.* Опыт учёта флоры водорослей в почвах г. Саратова // Научно-агрономический журнал. 1928. № 5–6.

*Ровбель Н. М., Гончаров И. А., Бабицкая В. Г., Соколова Т. В., Томсон А. Э.* Биосорбция ионов тяжёлых металлов грибами *Alternaria alternata* и *Aspergillus carbonarius* // Микробиология и биотехнология на рубеже XXI столетия: Материалы междунар. конф. Минск, 2000. С. 78–79.

*Рублева И. М., Жарова О. А., Светлова А. Э., Ульданова А. И.* Устойчивость низших растений к действию тяжелых металлов // Эколого-биологические проблемы Волжского региона и Северного Прикаспия: Материалы V Всерос. науч. конф. Астрахань, 2002. С. 165–167.

*Рублева И. М., Ирбе И. К., Мерещанова А. Ю., Басова Е. Е.* Фотосинтез как индикатор устойчивости альгокультур к тяжелым металлам // 1-я Всерос. конф. фотобиологов. Пущино, 1996. С. 45–46.

*Рязанов А. П.* Воздействие тяжелых металлов и мышьяка на базидиальные макромикеты: Дис. ... канд. биол. наук. М., 2003. 109 с.

*Саванина Я. В., Лебедева А. Ф., Барский Е. Л.* Значение глутатионовой системы в накоплении и детоксикации тяжелых металлов в клетках цианобактерий и микроводорослей // Вестник МГУ. 2003. Сер. 16. № 3. С. 29–37.

*Саттон Д., Фотергилл А., Ринальди М.* Определитель патогенных и условно патогенных грибов. М.: Мир, 2001. 468 с.

*Сафиуллина Л. М.* Морфологическая изменчивость почвенной водоросли *Eustigmatos magnus* (В. Petersen) *Hibberd* (Eustigmatophyta) под влиянием экологических факторов: Дис. ... канд. биол. наук. Уфа, 2009. 153 с.

Сборник методик измерений массовой концентрации ионов меди, свинца, кадмия, цинка, висмута, марганца, никеля и кобальта методом вольтамперометрии на вольтамперометрическом анализаторе «Экотест-ВА». М.: ООО «Эконикс-Эксперт», 2004. 61 с.

*Свалова М. Н., Ашихмина Т. Я.* Акустическое воздействие как один из антропогенных факторов негативного влияния на окружающую среду // Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития: Сб. материалов VII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием: В 2 ч. Ч. 1 (г. Киров, 1–2 декабря 2009 г.). Киров: ООО «Лобань», 2009. С. 162–165.

*Свистова И. Д., Корецкая И. И., Щербаков А. П.* Стрессовая реакция мицелиальных микроорганизмов чернозема на автотранспортное загрязнение // 4-е Научные чтения памяти профессора В. В. Стачинского. Смоленск, 2004. Вып. 4. С. 756–760.

*Свистова И. Д., Талалайко Н. Н., Щербаков А. П.* Микробиологическая индикация урбанозёмов г. Воронежа // Вестник ВГУ. Сер. «Химия. Биология. Фармация». 2003. № 2. С. 175–180.

*Сизов А. П.* Мониторинг городских земель с элементами их охраны: Учеб. пособие для студентов. М., 2000. 156 с.

*Скворцова И. Н., Строганова М. Н., Николаева Д. А.* Азотобактер в почвах города Москвы // Почвоведение. 1997. № 3. С. 384–391.

*Скугорева С. Г.* Содержание тяжелых металлов в почвах и растениях Киров–Кирово-Чепецкой промышленной агломерации // Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: научный и образовательный аспекты: Сб. материалов Всерос. науч. шк. (г. Киров, 28–30 ноября 2006 г.). Киров: Изд-во ВятГГУ, 2006. С. 259–261.

*Скугорева С. Г.* Тяжёлые металлы в системе «почва – дикорастущие растения» // Биоиндикаторы и биосистемы в оценке окружающей среды техногенных территорий / Под общ. ред. Т. Я. Ашихминой, Н. М. Алалыкиной. Киров: О-Краткое, 2008. С. 137–149.

- Скугорева С. Г., Огородникова С. Ю., Головка Т. К., Ашихмина Т. Я.* Фитотоксичность фосфорорганических соединений и ртути. Екатеринбург: УрО РАН, 2008. 156 с.
- Слободчиков А. М., Беличева М. Р.* Содержание марганца в листьях деревьев / Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: теория, методика, практика: Сб. материалов Всерос. науч. школы (г. Киров, 16–18 ноября 2004 г.). Киров, 2004. С. 193–194.
- Слободчиков А. М., Утробин Н. А.* О содержании хрома в пригородных объектах п. Коминтерн Кировской области / Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: научный и образовательный аспекты: Сб. материалов Всерос. науч. шк. (г. Киров, 24–25 ноября 2005 г.). Киров: Старая Вятка, 2005. С. 178–179.
- Смирнова И. В.* Использование показателя «долевое содержание металлов в пыли» для анализа загрязнения воздуха металлами. Тр.ГГО. СПб.: Гидрометеиздат, 1998. Вып. 549. С. 128–145.
- Соболева-Докучаева И. И.* Влияние экологических условий города Москвы на особенности популяций жужелиц (Coleoptera, Carabidae) // Биол. науки. 1993. № 2. С. 140–158. *Сопрунова О. Б.* Функционирование циано-бактериальных сообществ в условиях техногенных экосистем // Вестник МГУ. 2006. Сер. 16. № 2. С. 24–29.
- Сотников В. Н.* Птицы Кировской области и сопредельных территорий. Киров: ООО «Триада-С», 1999. 432 с. (Т. 1. Неворобьиные Ч. 1.)
- Сотников В. Н.* Птицы Кировской области и сопредельных территорий. Киров: ООО «Триада-С», 2001. 528 с. (Т. 1. Неворобьиные Ч. 2.)
- Сотников В. Н.* Птицы Кировской области и сопредельных территорий. Киров: ООО «Триада-С», 2006. 448 с. (Т. 2. Воробьинообразные Ч. 1.)
- Сотников В. Н.* Птицы Кировской области и сопредельных территорий. Киров: ООО «Триада-С», 2008. 432 с. (Т. 2. Воробьинообразные Ч. 2.)
- Сотников В. Н., Двинских В. И.* Рыбы и миноги Кировской области: Справочник-определитель. Киров: Триада плюс, 2005. 104 с.
- Стратегия сохранения биологического разнообразия России... М., 2001. 63 с.
- Строганова М. Н., Агаркова М. Г.* Городские почвы: Городские почвы: опыт изучения и систематики (на примере юго-западной части г. Москвы) // Вестник МГУ. Сер. 17. 1992. № 7. С. 16–24.
- Строганова М. Н., Мяжкова А. Д., Прокофьева Т. В.* Городские почвы: генезис, классификация, функции // Почва. Город. Экология / Под ред. Г. В. Добровольского. М., 1997. С. 15–85.
- Строганова М. Н., Мяжкова А. Д., Прокофьева Т. В.* Роль почв в городе // Почвоведение. 1997. № 1. С. 16–24.
- Сугачкова Е. В.* Альгогруппировки рекреационных экосистем // Пробл. ботан. на рубеже XX–XXI вв. 1998. С. 116–117.
- Сумина Е. Л.* Явление неустойчивой дифференцировки сообщества синезелёных водорослей // Водные экосистемы и организмы: Материалы науч. конф. М., 2001. Т. 5. С. 104. *Суханова Н. В.* Почвенные водоросли городских экосистем: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Уфа, 1996. 27 с.
- Суханова Н. В., Фазлутдинова А. И., Хайбуллина Л. С.* Диатомовые водоросли почв городских парков // Почвоведение. 2000. № 7. С. 840–846.
- Сухих Г. В.* Результаты мониторинга качества поверхностной воды реки Вятки // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы Всерос. молодёж. науч.-практ. конф. 26–27 апреля 2011 г. Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 58–60.
- Талалайко Н. Н.* Микробиологическая индикация урбаноземов города: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Воронеж, 2005. 24 с.
- Талалайко Н. Н., Свистова И. Д.* Накопление токсичных видов микромицетов в городских почвах // Экотоксикология: современные биоаналитические системы, методы и технологии: Материалы Рос. шк.-конф. молодых ученых. Пушино; Тула, 2006. С. 119–121.

- Танасиенко А. А., Артамонова В. С.* Эрозионно-микробиологические показатели снеготаяния // Сибир. эколог. журн. 1998. Т. 5. № 6. С. 553–562.
- Тарасова О. В.* Насекомые-филлофаги зеленых насаждений городов: особенности структуры энтомокомплексов, динамики численности популяций и взаимодействие с кормовыми растениями: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Красноярск. 2004. 43 с.
- Тарасова О. В., Ковалев А. В., Суховольский В. Г., Хлебопрос Р. Г.* Насекомые-филлофаги зеленых насаждений городов: Видовой состав и особенности динамики численности. Новосибирск: Наука, 2004. 180 с.
- Таширев А. Б., Смирнова Г. Ф., Самчук А. И.* Экспериментальное обоснование теоретической модели аккумуляции металлов микробным сорбентом на примере ртути, ванадия и лития // Микробиол. ж. 1997. Т. 59. № 3. С. 79–85.
- Таширев А. Б., Смирнова Г. Ф., Яновер С. Б., Самчук А. И.* Аккумуляция тяжелых металлов микробным сорбентом // Микробиол. ж., 1997. Т. 59. № 3. С. 70–79.
- Терентьева Е. И., Огородникова С. Ю.* Бор в подземных водах и его влияние на человека // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы Всерос. молодёж. науч.-практ. конф. 26–27 апреля 2011 г. Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 45–47.
- Терехова В. А.* Значение микологических исследований для контроля качества почв // Почвоведение. 2007а. № 5. С. 643–648.
- Терехова В. А.* Микромитеты в экологической оценке водных и наземных экосистем. М.: Наука, 2007б. 215 с.
- Тиберкович Н. Я., Сакевич А. И.* Бактерии-спутники в культуре цианопрокариот и зеленых водорослей // Гидробиол. журн. 2001. Т. 37. №. 1. С. 54–63.
- Тимонюк В. М., Бородина Н. В., Зубарева Л. А.* Мониторинг загрязнения атмосферы и водных объектов на территории ГПЗ «Нургуш» // Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: теория, методика, практика: Сб. материалов Всерос. науч. шк. (г. Киров. 16–18 ноября 2004 г.). Киров, 2004. С. 131–132.
- Тимонюк В. М., Зайцев М. А.* Металлообработка // «Экология родного края» / Под ред. Т. Я. Ашихминой. Киров: Вятка, 1996. С. 27–29.
- Тихомирова О. М., Витовская Г. А.* Оценка биомассы дрожжей – отхода производства экзогликанов как биосорбентов для иммобилизации ионов тяжелых металлов // Актуал. пробл. создания нов. лекарств. средств: Материалы Всерос. конф. СПб., 1996. С. 32.
- Трасс Х. Х.* биоиндикация атмосферной среды городов // Экологические аспекты городских систем. Минск: Наука и техника, 1984. С. 96–109.
- Трефилова Л. В.* Использование цианобактерий в агробиотехнологии: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Саратов, 2008. 25 с.
- Трешоу М.* Загрязнение воздуха и жизнь растений. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 535 с.
- Трубина Н. К.* Влияние последействия кадмия, никеля и цинка на численность микроорганизмов лугово-черноземной почвы // Современные проблемы загрязнения почв: Материалы II Междунар. конф. М., 2007. Т. 1. С. 441–445.
- Трухницкая С. М., Чижевская М. В.* Альгофлора рекреационных территорий Красноярской урбоэкосистемы. Красноярск: Изд-во КрасГАУ, 2008. 135 с.
- Тутельян В. А., Кравченко Л. В., Сергеев А. Ю.* Микотоксины // Микология сегодня / Под ред. Ю. Т. Дьякова, Ю. В. Сергеева. М.: Нац. акад. микологии. 2007. С. 283–304.
- Тюлин В. В.* Почвы Кировской области. Киров: Волго-Вят. кн. изд-во, 1976. 288 с.
- Убугунов В. Л., Кашин В. К.* Тяжелые металлы в садово-огородных почвах и растениях г. Улан-Удэ. Улан-Удэ: Изд-во Бурят. науч. центра, 2004. 125 с.
- Фёдоров И. Д.* Трансформация почвенного покрова при формировании жилых массивов // Вестн. МГУ. 2006. Сер. 17. № 1. С. 3–9.
- Фокина А. И.* Влияние свинца на структуру фототрофных микробных комплексов почвы: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Сыктывкар, 2008. 23 с.
- Фокина А. И., Висич В. А., Дымова А. А., Лялина Е. И., Морозова Е. С., Олькова А. С.* Содержание нефтепродуктов в почвах г. Кирова // Современные проблемы биомониторинга

и биоиндикации: Сб. материалов VIII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием: В 2 ч. Ч. 2 (г. Киров, 1–2 декабря 2010 г.). Киров: ООО «Лобань», 2010. С. 129–132.

Фокина А. И., Домрачева Л. И., Широких И. Г., Кондакова Л. В., Огородникова С. Ю. Микробная детоксикация тяжёлых металлов (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2008. № 1. С. 4–10.

Фокина А. И., Злобин С. С., Березин Г. И., Зыкова Ю. Н., Огородникова С. Ю., Домрачева Л. И., Ковина А. Л., Горностаева Е. А. Состояние цианобактерии *Nostoc paludosum* в условиях загрязнения среды никелем и нефтепродуктами и перспективы её использования в качестве биосорбента // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 1. С. 69–75. Фокина А. И., Зыкова Ю. Н., Данилов Д. Н., Жмак М. С. Изменение структурных особенностей ЦБ и концентрации ионов никеля в растворе после экспозиции культуры с ионами токсиканта // Молодые ученые в решении актуальных проблем науки: Материалы II междунар. науч.-практ. конф. Владикавказ, 2011а. С. 19–21.

Фокина Ф. И., Домрачева Л. И., Широких И. Г., Кондакова Л. В., Огородникова С. Ю. Микробная детоксикация тяжёлых металлов (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2008. № 1. С. 4–11.

Фомченко В. М., Брезгунов В. М., Смолянинов В. В. и др. Воздействие неоднородного электрического поля на бактериальные суспензии // Электронная обработка материалов. 1982. № 6. С. 68–79.

Фролова Т. Ю., Тарасова Е. М. Влияние трассы Киров – Слободской на популяцию амфибий // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы II обл. науч.-практ. конф. молодежи, 25 апреля 2007 г. Киров, 2007. С. 46.

Хазиев Ф. Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.

Хайбуллина Л. С. Почвенные водоросли в городских сообществах рудеральных растений // Пробл. ботан. на рубеже XX–XXI вв. 1998. С. 120.

Хакимов Ф. И., Деева Н. Ф., Ильина А. А. Эколого-геохимическая характеристика почв промышленного города. Экология и почвы. Избранные лекции I–VII Всероссийских школ. Пушкино, ОНТИ ПНЦ РАН, 1998. С. 182–204.

Хакимов Ф. И., Деева Н. Ф., Ильина А. А. Эколого-геохимическая характеристика почв промышленного города // Экология и почвы. Т. 2. Пушкино, 1998. С. 182–205.

Хамидова Х. М., Зухриддинова Н. Ю., Таиниулатов Ж. Ростстимулирующая активность микроорганизмов // Биотехнология: состояние и перспективы развития: Материалы междунар. конгресса. М., 2007. С. 342.

Харечко А. Т., Мягих В. И., Корякин Ю. Н. Оценка влияния микроорганизмов на динамику разложения зомана в почве // Российский химический журнал. 1995. Т. 39. № 4. С. 104–107.

Хотулева О. В. Население и структура популяции жуужелиц (*Coleóptera, Carabidae*) урбанизированных ландшафтов на севере Мещерской низменности: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М.: МПГИ, 1997. 15 с.

Цветнова О. Б., Щеглов А. И. Особенности накопления <sup>137</sup>Cs и тяжёлых металлов в компонентах напочвенного покрова лесных экосистем. URL: [vivovoco.rsl.ru/VV/JOURNAL/NATURE/11\\_02/MYCO](http://vivovoco.rsl.ru/VV/JOURNAL/NATURE/11_02/MYCO).

Целищева Л. Г., Ходырев Н. Н., Шубин С. Е. Фауна дендропарка лесоводов Кировской области // Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития: Сб. материалов науч.-практ. конф. с междунар. участием. Ч. 1. Киров: Изд-во ООО «О-Краткое», 2008. С. 141–146.

Черненко Т. В. Реакция лесной растительности на промышленное загрязнение. М.: Наука, 2002. 192 с.

Чураков Б. П., Зырьянова У. П., Пантелеев С. В., Морозова Н. В. Тяжелые металлы в представителях различных эволюционных групп грибов // Микология и фитопатология. 2004. Т. 38. Вып. 2. С. 68–77.

Чураков Б. П., Лисов Е. С., Евсеева Н. А., Божок Л. Л. Микоиндикация загрязнения лесных экосистем тяжелыми металлами // Микология и фитопатология. 2000. Т. 34. Вып. 2. С. 57–61.

Шатино И. А. Физиолого-биохимические изменения у лишайников под влиянием атмосферного загрязнения // Успехи современной биологии. 1996. Т. 116. Вып. 2. С. 158–171.

Шарова И. Х., Киселев И. Е. Динамика структуры населения жужелиц (*Coleoptera, Carabidae*) урбанизированных ландшафтов города Саранска. Саранск: Изд-во Мордов. гос. пед. ин-та, 1999. 213 с.

Шахмаева И. И., Бондарь О. В., Тазетдинов Д. И., Газизов И. С., Алимов Ф. К., Морозов М. В., Гильмутдинова А. Х., Абдуллин Т. И. Исследование аккумуляции меди микромицетами *Trichoderma viride* // Уч. зап. Казан. гос. ун-та. Сер. «Естеств. Науки». 2010. Т. 152. № 2. С. 172–177.

Шахназарова В. Ю., Струнникова О. К., Вишневская Н. А. Развитие внесенной популяции *Fusarium culmorum* в почве: особенности развития и лизиса различных структур гриба // Микология и фитопатология. 2004. Т. 38. № 3. С. 79–88.

Шебалова Н. М., Залесов С. В. Микромицеты лесных почв сосновых насаждений, произрастающих в зоне техногенного загрязнения // Изв. вузов. Лес. ж. 2006. № 1. С. 28–33.

Шелейховский Г. Б. Задымление городов. М.; Л.: Изд-во Минкомхоз РСФСР, 1949. 236 с.

Шиленская И. М., Беднова О. В. Черная пятнистость листьев клена как биоиндикатор в условиях города // Тр. МГУЛ. М., 1998. Вып. 294. С. 119–123.

Шилов Д. Н., Кодачигов Д. В., Ситяков А. С. Оценка шумовой нагрузки и транспортного потока территории г. Кирова // Экология родного края – проблемы и пути их решения: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. молодёжи 26–27 апреля 2010 г. Киров: ООО «Лобань», 2010. С. 37–40.

Широких А. А., Огородников А. Н. Потенциально патогенные микромицеты при дерматомикозах домашних животных // Успехи мед. микологии: Материалы 5-го Всерос. конгр. по мед. микологии. М., 2007. Т. 9. С. 330–332.

Широких А. А., Огородников А. Н. Распространение оппортунистических грибов в парковой зоне г. Кирова // Современная микология в России: Тез. докл. 2-го съезда микологов России. Москва, 16–18 апреля. М., 2008. С. 103–104.

Широких А. А., Широких И. Г. Накопление тяжелых металлов ксилотрофными базидиальными грибами в городских экосистемах // Микология и фитопатология. 2010. Т. 44. Вып. 4. С. 359–366.

Широких А. А., Широких И. Г., Устюжанин И. А., Колупаев А. В. Микроскопические грибы в городских почвах, загрязнённых тяжёлыми металлами // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 4. С. 39–44.

Широких А. А., Широких И. Г., Устюжанин И. А., Колупаев А. В. Микроскопические грибы в городских почвах, загрязнённых тяжёлыми металлами // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 4. С. 39–45.

Широких И. Г., Шешегова Т. К. Комплекс почвенных микромицетов озимой ржи и его изменение под воздействием фузариозной инфекции // Почвоведение. 2005. № 8. С. 988–993.

Широких И. Г., Широких А. А. Микробные сообщества кислых почв Кировской области. Киров: НИИСХ Северо-Востока, 2004. 332 с.

Шихова Л. Н. Свинец и кадмий в почвах Кировской области // Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: теория, методика, практика: Сб. материалов Всерос. науч. шк. (г. Киров, 13–15 ноября 2003 г.). Киров, 2003. С. 147.

Шихова Л. Н., Егошина Т. Л. Тяжелые металлы в почвах и растениях таежной зоны Северо-Востока Европейской России. Киров: Зональный НИИСХ Северо-Востока, 2004. 264 с.

Шихова Т. Г. Тип Mollusca – Моллюски, или Мягкотелые // Животный мир Кировской области (беспозвоночные животные). Т. 5. Киров: Изд-во ВГПУ, 2001. С. 67–83.



- Шнюкова Е. И. Аккумуляция ионов металлов экзополисахаридами *Nostoc linckia* // Альгология. 2006. Т. 15. № 2. С. 172–180.
- Шнюкова Е. И. Аккумуляция ионов металлов экзополисахаридами *Nostoc Linckia* (Roth) Born, Et Fiach (Ceanopheta) // Альгология. 2005. Т. 15. № 2. С. 172–181.
- Шнюкова Е. И., Нево Э., Вассер С. П., Золотарёва Е. К. Влияние различных источников азота на продуцирование экзополисахаридов *Nostoc linckia* (Roth) Born/ et Flah (Cyanophyta) // Альгология. 2002. Т. 12. № 2. С. 183–194, 273.
- Шнюкова Е. И., Романенко В. М. Внеклеточные углеводы *Cyanophyta* и их функции // Альгология. 1999. Т. 9. № 2. С. 162–163.
- Штина Э. А. Водоросли дерново-подзолистых почв Кировской области // Тр. Ботан. ин-та АН СССР, 1959. Сер. 2. Вып. 2. С. 36–141.
- Штина Э. А., Голлербах М. М. Экология почвенных водорослей. М.: Наука, 1976. 143 с.
- Штина Э. А., Панкратова Е. М. Взаимодействия азотфиксирующих синезелёных водорослей с микроорганизмами-спутниками // Актуальные проблемы биологии синезелёных водорослей. М.: Наука, 1974. С. 61–77.
- Шуберт Р. Основные принципы методов биоиндикации // Изучение загрязнения окружающей среды его влияние на биосферу. Ялта, 1986. С. 112–122.
- Шулятьева А. А., Гурылева Н. А., Авдеев В. Г. Влияние неблагоприятных метеорологических условий на состояние атмосферного воздуха г. Кирова // Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации: Сб. материалов VIII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием: В 2 ч. Ч. 2 (г. Киров, 1–2 декабря 2010 г.). Киров: ООО «Лобань», 2010. С. 142–143.
- Щеглов А. И., Цветнова О. Б. Грибы – биоиндикаторы техногенного загрязнения // Природа. 2002. № 11. С. 7–16.
- Экогеохимия городских ландшафтов / Под ред. Н. С. Касимова. М.: Изд-во МГУ, 1995. 336 с.
- Экологическая безопасность региона (Кировская область на рубеже веков) / Под ред. Т. Я. Ашихминой, М. А. Зайцева. Киров: Вятка, 2001. 416 с.
- Экологический мониторинг: Учеб.-метод. пособие / Под ред. Т. Я. Ашихминой. М.: Академ. проект, 2005. 416 с.
- Эколого-геохимическая карта почв Кировской области. СПб.: ВСЕГЕИ, 1996.
- Энциклопедия Земли Вятской. Т. 7. Природа. Киров: Изд-во Обл. писательской организации, 1997. 606 с.
- Янева О. Д. Механизмы устойчивости бактерий к ионам тяжелых металлов // Микробиол. журн. 2009. Т. 71. № 6. С. 54–65.
- Ahmadjian V. The lichen symbiosis. N. Y.: John Wiley & Sons, Inc., 1993. 250 p.
- Alonso J., Pérez M., Míguez B., Vázquez F., García M. A., Melgar M. J. Influence of some factor n cadmium accumulation in edible fungi in NW Spain // Toxicology Letters. 1996. Vol. 88. P. 80.
- Alonso J., Salgado M. J., García M. A., Melgar M. J. Accumulation of mercury in edible mac-ofungi: influence of some factors // Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 2000. Vol. 38. № 2. P. 158–162.
- Andrade L., Keim C. N., Farina M., Pfeiffer W. C. Zinc detoxification by a cyanobacterium from a metal contaminated by a Brazil // Braz. Arch. Biol. and Technol. 2004. V. 47. № 1. P. 147–152.
- Andreoni V., Colombo M., Colombo A., Vecchio A., Finoli C. Cadmium and zinc removal by growing cells of *Pseudomonas putida* strain B14 isolated from a metal-impacted soil // Ann. Microbiol. 2003. V. 53. № 2. P. 135–148.
- Assessment of the ecotoxic potential of soil contaminants by using a soil-algae test // Ecotoxicol. and Environ. Safety, 1998. V. 40. № 1–2. P. 173–176.

- Azam F., Fonda U. S., Funari E.* Significance of bacteria in the mucilage phenomenon in the northern Adriatic sea // *Ann. Ist. super. Sanita.* 1999. V. 35. № 3. P. 411–419.
- Azov Y., Goldman J. C.* Free ammonia inhibition of algal photosynthesis in intensive cultures // *Appl. Environ. Microbiol.* 1982. Vol. 43. P. 735–739.
- Baddeley M. S., Ferry B. W., Finegan E. J.* Sulphur dioxide and respiration in lichens // *Air Pollution and Lichens.* L., 1973. P. 299–313.
- Baeza A., Cuillín J.* Influence of the soil bioavailability of radionuclides on the transfer of uranium and thorium to mushroom // *Applied Radiation and Isotopes.* 2006. Vol. 64. № 9. P. 102–106.
- Balaguer L., Manrique E.* Interaction between sulfur dioxide and nitrate in some lichens // *Env. Exp. Bot.* 1991. Vol. 31. № 2. P. 223–227.
- Baldrian P., Wiesche C., Gabriel J., Nerud F., Zdražil F.* Influence of cadmium and mercury on activities of ligninolytic enzymes and degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by *Pleurotus ostreatus* in soil // *Applied and Environmental Microbiology.* 2000. Vol. 66. № 6. P. 2471–2478.
- Barcan V. Sh., Kovnatsky E. F., Smetannikova M. S.* Absorption of heavy metals in wild berries and edible mushrooms in a area affected by smelter emissions // *Water, Air, & Soil Pollution.* 1998. Vol. 103. P. 173–195.
- Bassler B. L.* Tiny conspiracies // *Natur. Hist.* 2001.
- Beveridge Y. J., Makin S. A., Kadurugamuva J. L., Li Z.* Interactions between biofilms and the environment // *Microbiology.* 1997. V. 20. № 3–4. P. 291–304.
- Beveridge T. J.* Role cellular design in bacterial metal accumulation and mineralization // *Ann. Rev. Microbiol.* 1989. V. 43. P. 147–171.
- Bhattacharyya S., Pal Tapan K., Basumajumdar A., Banik A. K.* Biosorption of heavy metals by *Rhizopus arrhizus* and *Aspergillus niger* // *J. Indian Chem. Soc.* 2002. V. 79. № 9. P. 747–750.
- Blanchette R. A., Abad A. R., Farrel R. L., Leathers T. D.* Detection of lignin peroxidase and xylanase by immunocytochemical labeling in wood decayed by Basidiomycetes // *Applied and Environmental Microbiology.* 1989. Vol. 55. № 6. P. 1457–1465.
- Borovička J., Řanda Z, Jelínek E.* Gold content of ectomycorrhizal and saprobic macrofungi – an update // *J. Physics: Conference Series.* 2006. Vol. 41. P. 169–173.
- Boutry S., Coste M.* Modulation de la toxicité des métaux vis-à-vis du développement des biofilms de cours d'eau // *Cryptogamie. Algal.* 2008. V. 29. № 3. P. 201–216.
- Bristol-Roach B. M.* On the algae some normal English soils // *J. Agric. Sci.*, 1927. Vol. 17. № 4.
- Brock T. D.* // *Science.* 1973. Vol. 179. № 4072. P. 480.
- Broos K., Mertens J., Smolders E.* Toxicity of heavy metals in soil assessed with various soil microbial and plant growth assays: A comparative study // *Environ. Toxicol. and Chem.* 2005. V. 24. № 3. P. 634–640.
- Bruins M. R., Kapil S., Oehme F. W.* Microbial resistance to metals in the environment // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2000. V. 45. № 2. P. 198–207.
- Burford E. P., Kierans M., Gadd G. M.* Geomycology: fungi in mineral substrates // *Mycologist.* 2003. V. 17. P. 98–107.
- Burmolle M., Webb J. S., Rao D., Hansen L. H., Sorensen S. J., Kjelleberg S.* Enhanced biofilm formation and increased resistance to antimicrobial agents and bacterial invasion are caused by synergistic interactions in multispecies biofilms // *Appl. and Environ.* 2006. V. 72. № 6. P. 3916–3923.
- Carvalho M. L., Pimentel A. C., Fernandes B.* Study of heavy metals in wild mushrooms under different pollution condition by X-ray fluorescence spectrometry // *Analytical Science.* 2005. Vol. 21. P. 747–750.
- Cho Dae Haeng, Kim Eui Yong* Characterization of  $Pb^{2+}$  biosorption from aqueous solution by *Rhodotorula glutinis* // *Bioprocess and Biosyst. Eng.* 2003. № 5. P. 271–277.

- Choi S. B., Jun J.-S. Lead biosorption by waste biomass of *Corynebacterium glutamicum* generated from lysine fermentation process // *Biotechnol. Lett.*, 2004. V. 26. № 4. P. 331–336.
- Costerton J. W. Microbial interaction in biofilms // *Microb. Physiol. and Gene Regul.: Emerg. Princ. and Appl.* 1995. P. 20–21.
- Cross T. J. The monosporic actinomycetes // *The Prokaryotes* / Eds M.P. Starr et al. Berlin: Springer-Verlag, 1981. V. 2. P. 2028–2090.
- Csolotnyi J. T., Stackebrandt E., Yurkov V. Anaerobic respiration on tellurite and metalloids in bacteria from hydrothermal vent fields in the Eastern Pacific Ocean // *Appl. Environ Microbiol.* 2006. V. 72. № 7. P. 4950–4956.
- Czechowski W. *Trechus austriacus* Dej. (Coleoptera, Carabidae) in Warsaw // *Przeglad zool.* 1979. Bd. 23. H. 2. S. 151–153.
- Dahlman L., Persson J., Palmquist K. Organic and inorganic nitrogen uptake in lichens // *Planta.* 2004. Vol. 219. № 3. P. 459–467.
- Darius F., Drepper J. Rasendacher in West Berlin // *Das Gattenamt*, 1984. Bd. 33. S. 309–315.
- Deruelle S. Etude compare de la sensibilite de trois methods d'estimation de la pollution atmospherique, en utilisant les lichens comme indicateurs biologiques, dans la region de Mantes (Yvelines) // *Rev. Bryol. Lichenol.* 1978. V.44. P. 429–441.
- Dimitrova M., Mitrovsska Z., Kapchina-Toteva, Dirnova E., Chankova S. Testing of polluted air samples for genotoxic potential using *Chlamydomonas reinhardtii* // *Докл. БЪЛГ. АН*, 2009. Т. 62. № 1. С. 57–62.
- Dittman E., Glaub Y., Hisbergues M., Marsac N., Börner T. Microcystin – a cyanobacterial toxin with intercellular signaling function? // *Euresco conf. Bacterial neural networks. Abstr. Overnai.* 2002. P. 30.
- Domracheva L. I., Dabakh E. V., Kondakova L. V., Varaksina A. I. Algal-mycological complexes in soils upon their chemical pollution // *Eurasian Soil Science*, 2006. V. 39. P. 91–97.
- Domracheva L. I., Shirokikh I. G., Fokina A. I. Anti-Fusarium activity of cyanobacteria and actinomycetes in soil and rhizosphere // *Microbiology.* 2010. V. 79. № 6. P. 871–876.
- Dor E., Evidancte A., Amalfitano C., Agrelli D., Hershenhorn J. The influence of growth conditions on biomass, toxins and pathogenicity of *Fusarium oxysporum* f. sp. *orthoceras*, a potential agent for broomrape biocontrol // *Weed Research.* 2007. V. 47. № 4. P. 345–352.
- Fields R. F. Physiological responses of lichens to air pollution fumigations // *Bibl. Lichenol.* 1988. Vol. 30. P. 175–200.
- Franklin N. M., Stauber J. L., Apte S. C., Lim R. P. Effect of initial cell density on the bioavailability and toxicity of copper in microalgal bioassays // *Environ. Toxicol. and Chem.* 2002. V. 21. № 4. P. 742–751.
- Fritsch F. E. The Role of algae growth in the colonization of new ground and in the determination of scenery // *The geographical Journal.* 1907. V. 30. № 5.
- Gadd G. M. Heavy metal accumulation by bacteria and other microorganisms // *Experientia.* 1990. V. 46. P. 834–840.
- Gadd G. M. Metals and microorganism: a problem of definition // *FEMS Microbiol. Lett.* 1992. Vol. 100. P. 197–204.
- García M. A., Alonso J., Fernández M. I., Melgar M. J. Lead Content in Edible Wild Mushrooms in Northwest Spain as Indicator of Environmental Contamination // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology.* 1998. Vol. 34. № 4. P. 330–335.
- Gloaguen V., Morvan H., Hofman L. Metal accumulation by immobilized cyanobacterial mats from a thermal spring // *J. Environ. Sci. and Health.* 1996. V. 31. № 10. P. 2437–2451.
- Gorbushina A. A., Krumbein W. E., Palinska K. A. Poikilotroph growth patterns in rock inhabiting cyanobacteria // *The phototrophic prokaryotes.* 1999. P. 657–664.
- Gross M. All together now // *Chem. Brit.* 2002. V. 38. № 9. P. 22.
- Groudev S. N. Microbial detoxification of heavy metals in soil // *Miner. slov.* 1996. V. 28. № 5. P. 335–338.

- Gummersheimer B. S., Giblin T.* Identification of lead resistant bacteria from a heavily contaminated site // *Bios (USA)*. 2003. V. 74. № 2. P. 48–54.
- Hammel K., Kapich A. N., Jensen K. A., Rayn Z. C.* Reactive oxygen species as agents of wood decay fungi // *Enzyme and Microbial Technology*. 2002. Vol. 30. P. 445–453.
- Harris P. O., Ramelow G.* Binding of metal ions by particulate biomass derived from *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus quadricauda* // *Environ Sci. and Technol.* 1990. V. 24. № 2. P. 220–234.
- Haubner N., Schumann R., Karsten U.* Aeroterrestrial microalgae growing in biofilms on facades-response to temperature and water stress // *Microbial. Ecol.*, 2006. V. 51. № 3. P. 285–293.
- Hawes I., Howard W. C., Vincent W. F.* Desiccation and recovery of antarctic cyanobacterial mats // *Polar. Biol.* 1992. V. 12. № 6–7. P. 587–594.
- Hawksworth D. L., Rose F., Coppins B. J.* Changes in the lichen flora of England and Wales attributable to pollution of the air by sulphur dioxide // *Air Pollution and Lichens*. B. W. Ferry, M. S. Baddeley, D. L. Hawksworth – eds. Toronto: University of Toronto Press, 1973. P. 330–367.
- Hemida S. K., Omar S. A., Abdel-Mallek A. Y.* Microbial populations and enzyme activity in soil treated with heavy metals // *Water, Air, and Soil Pollution*. 1997. V. 95. № 1–4. P. 13–22.
- Hill D. J.* Some effects of sulphite on photosynthesis in lichens // *New Phytologist*. 1974. Vol. 73. № 6. P. 1193–1205.
- Hoog de G. S., Guarro J., Gene J., Figueras M. J.* Atlas of clinical fungi. Centraalbureau voor Schimmelcultures // Universitat Rovira i Virgili. 2000. 1126 p.
- Huebert D. B., L'Hirondelle S. J., Addison P. A.* The effects of sulphur dioxide on net CO<sub>2</sub> assimilation in the lichen *Evernia mesomorpha* Nul // *New Phytol.* 1985. Vol. 100. № 4. P. 643–651.
- Hutter K. J., Eipel H. E., Stohr M.* Flow cytometric analysis of microbial cell constituents after metal intoxication // *Acta Pathol. et Microbial. Scand.* 1981. V. 989. № 274. P. 45–64.
- Hyvarinen M., Soppela K., Halonen P., et al.* Review of fumigation experiments on lichens // *Aquilo Ser. Bot.* 1993. Vol. 32. P. 21–31.
- Ingrao G., Belloni P., Santaroni G. P.* Mushrooms as biological monitors of trace elements in the environment // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 1992. Vol. 161. № 1. P. 113–120.
- Jagi A., Usui T., Fujise D., Jamomoto J.* Effect of copper sulfate on growth and odor production of several microorganisms // 28 Congress of the Int. Association of Theoretical and Applied Limnology. Melbourne, 2003. V. 3. P. 1425–1428.
- Joger H. G.* Untersuchungen über die Tierwelt einer Stadtmauer // *Zool. Jahrb. Abt. Syst. Okol. -gr. Tiere*, 1988. Bd. 115. H. 1. S. 69–91.
- Kato F., Hino T., Nakaji A., Tanaka M., Koyama Y.* Carotenoid synthesis in *Streptomyces setonii* ISP 5395 is induced by the gene *crtS* whose product is similar to a sigma factor // *Mol. Gen. Genet.* 1995. V. 247. P. 387–390.
- Kauppi M.* The influence of nitrogen-rich pollution components on lichens // *Acta Univ. Oulu.* 1980. № 101. Biol. № 9. 25 pp.
- Khali Z.* Toxicological response of a cyanobacterium *Phormidium fragile* to mercury // *Water, Air and Soil Pollut.*, 1997. V. 98. № 1–2. P. 179–185.
- Kiss I.* Synoptische meteorobiologische Analyse der Massenproduktion einiger pflanzlichen Mikroorganismen // *Acta Biol. Acad. Sci. Hungarica.*, 1959. № 9. P. 4.
- Klausnitzer B.* Arthropodenfauna auf einem Kiesdach im Stadtzentrum von Leipzig // *Entomol-Nachr. Ber.*, 1988. Bd. 32. H. 5. S. 211–215.
- Klausnitzer B., Bley U., Joost W.* Entomologische und arachnologische Untersuchungen in städtischen Kellern von Leipzig und Dresden // *Entomol. Nachr. Ber.* 1984. Bd. 28. H. 3. S. 115–117.
- Klausnitzer B., Richter K., Pfuller R.* Okofaunistische Untersuchungen auf einem Hausdach im Stadtzentrum von Leipzig // *Wiss. Z. Karl – Marx – Univ. Leipzig. Math. – naturwiss. R.*, 1980. Bd. 29. H. 6. S. 629–638.

Kondakova L. V., Domracheva L. I., Pegushina O. A., Fockina A. I. Disbalance Factors and Nostoc commune // Soil Contamination: New Research. New York: Nova Science Publishers, 2008. P. 189–199.

Ledeau T., Bagot D., Jezequel K., Fabre B. Cadmium biosorption by free and immobilized microorganisms cultivated in a liquid soil extract medium: Effects of Cd, pH and techniques of culture // Sci. Total Environ. 2002. 291. № 1–3. P. 73–83.

Lengke M. F., Ravel B., Fleet M. E., Wanger G., Gordon R. A., Sontham G. Mechanisms of gold bioaccumulation by filamentous cyanobacteria from gold (III) – chloride complex // Environ Sci and Technol. 2006. V. 40. № 20. P. 6304–6309.

Lepsova A., Mejstrik V. Accumulation of trace elements in the fruiting bodies of macrofungi in the Krusne Hory Mountains, Czechoslovakia // Sci. Total Environ. 1988. V. 76. № 2/3. P. 117–118.

Lestan D., Lamar R. T. Development of fungal inocula for bioaugmentation of contaminated soils // Appl. and Environ. Microbiol., 1996. V. 62. № 6. P. 2045–2052.

Levit G. S., Gorbuchina A. A., Krumbein W. E. Geophysiology of cyanobacterial biofilms and the «dissymmetry» principle // Bull. Inst. Ocenogr. 1999. P. 175–196.

Lodenius M., Herranen H. Influence of chlor-alkali plant on the mercury contents of fungi // Chemosphere. 1981. V. 10. № 3. P. 313–318.

Lund B. W. G. Observation on soil algae // New Phytologist., 1947. Vol. 46. P. 35–60.

Maeda H., Sakuragi Y., Bryant D. A., Della P. D. Tocopherols protect *Synechocystis* sp. strain PCC 6803 from lipid peroxidation // Plant Physiol., 2005. V. 138. № 3. P. 1422–1435.

Malam I. O., Le Bissonnais Y., Defarge C., Trichet J. Role of a cyanobacterial cover on structural stability of sandy soils in the Sahelian part of Western Niger // Geoderma. 2001. V. 101. № 3–4. P. 15–30.

Massaccesi G., Romero M. C., Bucinszky A. M. Cadmium removal capacities of filamentous soil fungi isolated from industrially polluted sediments, in La Plata // World J. Microbiol. and Biotechnol. 2002. V. 18. № 9. P. 817–820.

Mehta S. K., Gaur J. P. Removal of Ni and Cu from single and binary metal solutions by the free and immobilized *Chlorella vulgaris* // Eur. J. Protistol. 2001. V. 37. № 3. P. 261–271.

Milius S. Red snow, green snow. It's truly spring when those last white drifts go technicolor // Sci. News, 2000. V. 157. № 21. P. 328–330.

Mishra B. B., Nanda D. R. Reclamation with cyanobacteria: Toxic effect of mercury contaminated waste soil on biochemical variables // Cytobios, 1997. V. 92. № 370–371. P. 203–208.

Morin S., Duong T. T., Boutry S., Coste M. Modulation de la toxicite des metaux vis-à-vis du developpement des biofilms de cours deau // Cryptogamie. Algal. 2008. V. 29. № 3. P. 201–216.

Neelam T., Meenu S. Enhancement of plant growth and decontamination of nickel-spill soil using PGPR // J. Basic. Microbiol. 2009. V. 49. № 2. P. 195–204.

Nordgren A. E., Baath E., Soderstrom J. Microfungi and microbial activity along a heavy metal gradient // Appl. Environ. Microbiol. 1983. Vol. 40. P. 238–291.

Nordgren A. E., Baath E., Soderstrom J. Soil microfungi in an area polluted by heavy metals // Canad. J. Bot. 1985. Vol. 63. P. 448–455.

Ozer A., Ekiz H. I., Ozer D., Kutsal T., Caglar A. A straged purification process to remove heavy metal ions from wastewater using *Rhizopus arrhizus* // Process Biochem. 1997. V. 32. № 4. P. 319–326.

Page-Sharp M., Behm C. A., Smith G. D. The response of a nitrogen-fixing cyanobacterial *Scytonema* sp. to salt and thermal stress // 9<sup>th</sup> Int. Symp. Phototroph. Procaroyotes. Vienna, 1997. P. 147.

Parker D. L., Michalick J. E., Plude J. L., Plude M. J., Clark T. P., Egan L., Flom J. J., Rauil L. C., Kumar H. D. Sorption of metals by extracellular polymers from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* f. flos – aquae strain // J. Appl. Phycol. 2000. V. 12. № 3. P. 219–224.

Pawlic-Skoweonska B., Pirszel J., Skowronski T. The sorption and removal of heavy metals by algal biomasses // Oceanol. Stud., 1998. V. 27. № 1. P. 91–103.

- Peters T.* Extrazelluläre Enzyme aus Basidiomyceten: Dissertation zur Erlangung des Grades Doktor der Naturwissenschaften. Universität Hannover, 2004. 152 S.
- Piervittori R., Usai L., Alessio F., et al.* The effect of simulated acid rain on surface morphology and n-alkane composition of *Pseudevernia furfuracea* // *Lichenologist*. 1997. Vol. 29. № 2. P.191–198.
- Post R. D., Beeby A. N.* Activity of the microbial decomposer community in metal-contaminated roadside soils // *J. Appl. Ecol.*, 1996. V. 33. № 4. P. 703–709.
- Prasad B. B., Pandey U. C.* Separation and preconcentration of copper and cadmium ions from multielemental solutions using *Nostoc muscorum*-based biosorbents // *World J. Microbiol. and Biotechnol.* 2000. V. 16. № 8–9. P. 819–827.
- Purvis O. W., Halls C.* A review of lichens in metal-enriched environments // *Lichenologist*. 1996. Vol. 28. № 6. P. 571–601.
- Quintelas C., Tavares T.* Lead (II) and iron (III) removal from aqueous solution: Biosorption by a bacterial biofilm supported on granular activated carbon // *Resour. and Environ. Biotechnol.*, 2002. V. 3. № 4. P. 193–202.
- Rachlin J. W., Jensen T. E., Warkentin B.* The growth response of diatom *Navicula incerta* to selected concentrations of metals: cadmium, copper, lead and zinc // *Bull. Torrey Bot. Club.*, 1983. V. 110. № 2. P. 217–223.
- Raize O., Argaman Y., Yannai S.* Mechanisms of biosorption of different heavy metals by brown marine macroalgae // *Biotechnol. and Bioeng.* 2004. V. 48. № 4. P. 451–458.
- Rao D. N., Le Blanc F.* Effects of SO<sub>2</sub> on lichen algae with special reference to chlorophyll // *Bryologist*. 1966. Vol. 69. № 1. P. 69–75.
- Remacle J., Verchevae C.* *Alcaligenes eutrophis* CH 34. A zinc – binding protein in a metal – resistant strain, *Alcaligenes eutrophus* CH 34 // *Can. J. Microbiol.* 1991. V. 37. № 11. P. 875–877.
- Richardson D. H. S.* Understanding the pollution sensitivity of lichens // *Bot. J. Linnean Soc.* 1988. Vol. 96. № 1. P. 31–43.
- Richardson D. H. S., Nieboer E.* Ecophysiological responses of lichens to sulphur dioxide // *J. Hattori Bot. Lab.* 1983. Vol. 54. P. 331–351.
- Richardson D. H. S., Puckett, K. J.* Sulphur dioxide and photosynthesis in lichens // *Air Pollution and Lichens*. London, 1973. P. 281–298.
- Robinson W. H. Urban insects and arachnids. A handbook of urban Entomology. Cambridge, 2005. 472 p.
- Rosioru I., Obuh P., Lungu A., Grabco N.* Genul *Trentepohlia* – parte componenta a epifitocaulului arboreolă a or. Chisinau // Управление бассейном трансграничной реки Днестр и Водная Рамочная Директива Европейского Союза: Материалы междунар. конф. Кишинев, 2008. С. 237–239.
- Sandau E., Sandau P., Pulz M.* Heavy metal sorption by marine algae and algal by-products // *Acta biotechnol.*, 1996a. V. 16. № 2–3. P. 103–109.
- Sandau E., Sandau P., Pulz M.* Heavy metal sorption by microalgae // *Acta biotechnol.* 1996b. V. 16. № 4. P. 227–235.
- Schantz P. M.* Toxocara larva migrans now // *Am. J. Trop. Med. Hyg.* 1989. № 4. P. 21–34.
- Schmull M., Hauch M., Johnson A.H., et al.* Site factors determining epiphytic lichen distribution in a dieback-affected spruce – fir forest on Whiteface Mountain, flow chemistry // *New York: stem-Canad. J. Bot.* 2002. Vol. 80. № 11. P. 1131–1140.
- Schumann G., Nürnberger H., Sandmann G., Krügel H.* Activation and analysis of cryptic *crt* genes for carotenoid biosynthesis from *Streptomyces griseus* // *Mol. Gen. Genet.* 1996. V. 252. P. 658–666.
- Schützendübel A., Polle A.* Plant responses to abiotic stresses: heavy metal-induced oxidative stress and protection by mycorrhization // *J. Experimental Botany*. 2002. Vol. 53. P. 1351–1365.

- Schweiger H.* Die Insektenfauna des Wiener Stadtgebietes als Beispiel einer kontinentalen Drosstadtfauna // 11 Int. Kong. Ent. Wien, 1960. Bd. 3. 1962. S. 184–193.
- Scragg A. H., Bonnet C.* Inhibition of microalgal growth by silver nitrate // *Biotechnol. Lett.* 2002. V. 24. № 3. P. 169–172.
- Sicko-Goad L.* A morphometric analysis of algae response to low dose, short term heavy metal exposure, *Protoplasma, J. Phycol.* 1982. V. 110. P. 75–86.
- Sicko-Goad, L. Stoermer E. F.* A morphometric study of lead and copper effects on *Diatoma tenue* var. *elongatum* (Bacillariophyta) // *J. Phycol.* 1979. V. 15. P. 316–321.
- Silver S., Phung L.T.* Bacterial heavy metal resistance: new surprises // *Annu. Rev. Microbiol.* 1996. V. 50. P. 573–589.
- Slaba M., Dlugonski J.* Selective recovery of  $Zn^{2+}$  from waste slag from a metal-processing plant by the microscopic fungus *Verticillium marquandii* // *Biotechnol. Lett.* 2000. V. 22. № 21. P. 1699–1704.
- Šmejkalová M., Mikanová O., Boruvka L.* Effects of heavy metal concentration on biological activity of soil microorganisms // *Plant, Soil and Environ.* 2003. V. 49. № 7. P. 321–326.
- Soares E.V., Durate A. P. R. S., Boaventura R. A., Soares H. M. V. M.* Viability and release of complexing during accumulation of heavy metals by a brewers yeast // *Appl. Microbiol. and Biotechnol.* 2002. V. 58. № 6. P. 836–841.
- Srivastava H. S.* Nitrogenous pollutants in the atmosphere: their assimilation and phytotoxicity // *Current science.* 1992. Vol. 63. № 6. P. 310–317.
- Standard procedure for the determination of chlorophyll *a* by spectroscopic methods. Institute of Marine Research. Norway. 25 p.
- Suginka K., Takamoto A., Sawa Y., Shibata H.* Over-accumulation of glutathione in cyanobacteria: Response to oxidative stress // *Plant and Cell Physiol.* 1997. V. 38. P. 69.
- Surette M. G.* Interaction and communication in mixed microbial communities // *Euresco conf. Bacterial neural net works.* 2002. P. 14.
- Sustek Z.* Change in body size structure of Carabid communities (Coleoptera, Carabidae) along an urbanization gradient // *Biologia Ser. B. Zool.*, 1987. Vol. 42. Iss. 2. P. 145–156.
- Sutherland I. W.* A natural terrestrial biofilms // *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 1996. V. 17. № 3–4. P. 281–283.
- Sutherland I. W.* Biofilms-formation, structure and interactions // *Euresco conf. Bacterial neural networks.* 2002. P. 4.
- Thorsteinsson M. V., Bevan D. R., Potts M., Dou Y., Eich R. F., Horgrone M. S., Gibson Q. H., Olson J. S.* A cyanobacterial hemoglobin with unusual ligand binding kinetics and stability properties // *Biochemistry.* 1999. V. 38. № 7. P. 2117–2126.
- Tian Jiyuan, Yu Juan* Changes in ultrastructure and of antioxidant system of alga (*Dunaliella salina*) during accumulation to enhanced ultraviolet-B radiation // *J. Photochem. and Photobiol.* 2009. V. 97. № 3. P. 152–160.
- Tien C.-J., Sigee D. C., White K. N.* Copper adsorption kinetics of cultured algae cells freshwater phytoplankton with emphasis on cell surface characteristics // *J. Appl. Phicol.*, 2005. V. 17. № 5. P. 379–389.
- Tobor-Kapton M. A., Bloem J., De Puijter P.* Functional stability of microbial communities from long-term stressed soils to additional disturbance // *Environ. Toxicol. and Chem.* 2006. V. 8. № 25. P. 1993–1999.
- Tripathi V. N., Strivastava S.*  $Ni^{2+}$ -uptake in *Pseudomonas putida* strain S4: A possible role of  $Mg^{2+}$ -uptake pump // *J. Biosci.* 2006. V. 31. № 1. P. 61–67.
- Turnau R.* The influence of industrial dust on mycelia length and biomass of fungi in soil, humus and litter layer // *Zesz. Nauk. AR Krakow. Les.* 1988. № 18. P. 124–129.
- Vadkertiova R., Slavikova E.* Metal tolerance of yeast isolated from water, soil and plant environments // *J. Basic Microbiol.* 2006. V. 46. № 2. P. 145–152.
- Vahabi K., Karimi S., Khodadadi S., Ahmadi H.* Arsenic bioremediation by *Penicillium canescens* // *Plant Pathol.* 2008. V. 90. № 3. C. 603–604.

- Veccio A., Finoli C., Di Simine D., Andreolini V.* Heavy metal biosorption by bacterial cells // *Fresenius J. Anal. Chem.*, 1998. V. 361. № 4. P. 338–342.
- Veluci R. M., Neher D. A., Weiht T. R.* Nitrogen fixation and leaching of biological soil crust communities in mesic temperate soils // *Microbial Ecol.* 2006. V. 51. № 2. P. 189–196.
- Vesper S. J., Donovan-Brand R., Paris K. P., Al-Abed S. R., Ryan J. A., Davis-Hoover W. J.* Microbial removal of lead from solid media and soil // *Water, Air, and Soil Pollut.* 1996. V. 86. № 1–4. P. 207–219.
- Wahlbrink D., Zuechi H.* Occurrence and settlement of carabid beetles on an urban railway embankment – a contribution to urban ecology // *Zool. Jahrb. Abt. Syst., Ökol. und Deogr. Tiere*, 1994. Vol. 121. Iss. 2. S. 193–201.
- Walker V. K., Palmer G. R., Voordouw G.* Freeze-thaw tolerance and clues to the winter survival of a soil community // *Appl. and Environ. Microbiol.* 2006. V. 72. № 3. P. 1784–1792.
- Walsh G. E., Merrill R. G.* Algal bioassays of industrial and energy process effluents // *Algae as Ecological Indicators*. London etc.: Acad. Press, 1984. P. 329–360.
- Warden C. R., Benjamin D. R.* Acute renal failure associated with probable *Amanita smithiana* mushroom ingestion // *J. Toxicol. Clin. Toxicol.* 1996. 34. P. 602.
- Waters C. M., Bassler B. L.* Quorum sensing: Cell-to-cell communication in bacteria // *Annual Review of Cell and Developmental Biology*. 2005. V. 21. P. 319–346.
- Weidner H.* Die Grossstadt als Lebensraum der Insecten. Verh. 7 // *Int. Kongr. Ent. Berlin*, 1939. Bd. 2. S. 1348–1361.
- Wellburn A. R., Higginson C., Robinson D. et al.* Biochemical explanations of more than additive inhibitory effects of low atmospheric levels of sulfur dioxide plus nitrogen dioxide upon plants // *New Phytol.* 1981. № 88. P. 223–237.
- Wetmore C. M.* Lichens decomposition in a black spruce bog // *Lichenologist*. 1982. V. 14. № 3. P. 267–271.
- White C., Sayer J., Gadd G.* Microbial solubilization and immobilization of toxic metals: key biogeochemical processes for treatment of contamination // *Fems Microbiology Reviews*. 1997. V. 20. P. 503–516.
- Wirth V., Turk R.* Zur SO<sub>2</sub>-Resistenz von Flechten verschiedener Wuchsform // *Flora*. 1975. Bd. 164. № 2/3. S. 133–143.
- Yanai Y., Toyota K., Okazaki M.* Effects of successive soil freeze-thaw cycles on soil microbial biomass and organic matter decomposition potential of soils // *Soil Sci. and Plant Nutr.*, 2004. V. 50. № 6. P. 821–829.
- Yusef H. H.* Bioaccumulation of metal cations by free and immobilized cells of *Kluyveromyces marxianus* // *Adv. Food Sci.*, 1997. V. 19. № 3–4. P. 120–123.
- Zaccaro M. M. C., Zulpa C. G., Storni C. M., Palma R. M., Colombo K.* Effect of cyanobacterial inoculation and fertilizers on rice seedlings and postharvest soil structure // *Commun. Soil Sci. and Plant Anal.* 1999. V. 30. № 1–2. P. 97–107.





Научное издание

**Особенности урбоэкосистем подзоны южной тайги  
Европейского Северо Востока**

Редактор *О. И. Коробкова*  
Компьютерная верстка *К. А. Ашихминой*  
Дизайн обложки *А. Ю. Чепурных*

Подписано в печать 20.12.2012 г.

Формат 60×84/16.

Бумага офсетная.

Усл. печ. л. 17,625.

Тираж 100 экз.

Заказ № 330.

Издательство

Вятского государственного гуманитарного университета,  
610002, г. Киров, ул. Красноармейская, 26, т. (8332) 673-674  
[www.vggu.ru](http://www.vggu.ru)

Отпечатано

в полиграфическом цехе Издательства ВятГГУ,  
610002, г. Киров, ул. Ленина, 111, т. (8332) 673-674